Acest dosar este prezentat exclusiv pentru informare.

Stimate cititor!

Daca DVS doriţi sa copiaţi acest dosar, el urmează a fi inlaturat fara intirziere, imediat dupa ce ati făcut cunoştinţa cu conţinutul lui. Copiind si pastrind dosarul in cauza, DVS va asumaţi toata responsabilitatea in conformitate cu legislaţia in vigoare. Toate drepturile de autor asupra dosarului dat se păstrează dupa deţinătorul de drept. Orice utilizare in scopuri comerciale sau alte scopuri, cu excepţia utilizării in scopuri de informare prealabila este interzisa.

Publicarea acestui document nu atrage dupa sine nici un fel de cistig comercial.

Insa astfel de documente contribuie rapid la ridicarea profesionalismului si spiritualităţii cititorilor si serveşte drept reclama a ediţiilor de hirtie a acestor documente.

Inapoi

ASOCIATIA ROMANA A APEI

Supported By:

International Water Association

DANUBE – BLACK SEA REGIONAL OFFICE BUCHAREST – ROMANIA

CONFERINTA TEHNICO - STIINTIFICA

TEHNOLOGII NOI DE EPURARE A APELOR UZATE

12 IUNIE 2012

Statia de epurare Constanta Nord

PALATUL PARLAMENTULUI BUCURESTI

EXPO APA 2012 a 14-a ediție

CONFERINMTA TEHNICO - STIINTIFICA 12 IUNIE 2012
TEHNOLOGII NOI DE EPURARE A APELOR UZATE

CONFERINTA
TEHNICO-STIINTIFICA

TEHNOLOGII NOI DE EPURARE A APELOR UZATE

12 IUNIE 2012

Palatul Parlamentului - Bucuresti
Romania

Editura Rora

Editura RORA
Str.Maior Breziseanu Eugen nr 20
Targoviste – Dambovita
Tel: 0722702578; 0721998024

Comitetul Stiintific

Prof.Dr.Ing. Anton Anton
Prof.Dr.Ing. Ioan Bica
Prof.Dr.Ing. Ioan Mirel
Prof.Dr.Ing. Gabriel Racoviteanu
Prof.Dr.Ing. Dan Robescu
Prof. Sergiu Calos
Dr. Atanas Paskalev
Prof.Dr.Ing. Milan Dimkic

Comitetul de Organizare

Dr.Ec. Vasile Ciomos
Prof.Dr.Ing. Marin Sandu
Prof.Dr.Ing. Vladimir Rojanschi
Dr.Ing. Ilie Vlaicu
Dr.Ing. Ioan Toma
Dr.Ing.Daniela Moldoveanu
Dr.Ing. Calin Neamtu
Dr.Ing. Florian Grigore
Ing. Eugenia Demetrescu
Cristina Popescu

Descrierea CIP a Bibliotecii Naţionale a României
TEHNOLOGII NOI DE EPURARE A APELOR UZATE. Conferinta tehnico-Stiintifica (2012 ; Bucuresti)
Conferinta Tehnico-Stiintifica "Tehnologii noi de epurare a apelor uzate" / Coord.: Ciomos Vasile, Demetrescu Eugenia, Popescu Cristina. – Târgovişte : Rora, 2012

ISBN: 978-606-92682-7-8

I. Ciomos, Vasile (coord.)
II. Demetrescu, Eugenia (coord.)
III. Popescu, Cristina (coord.)

628.3

Bucuresti
2012

CUPRINS

Prefaţă V

Secţiunea 1 – Tehnologii avansate de epurare a apelor uzate 1

- Evoluţia tehnologiilor de epurare a apelor reziduale provenite de pe vatra centrelor populate 3
Mirel I., Florescu C., Stăniloiu C., Isacu M.
- Urban wastewater disinfection with chlorine dioxide 14
Belluati M., Balacco V.
- Intermittent Cycle Extended Aeration System Vs. Sequential Batch Reactor 23
Dumitrescu D., Orlescu S., Minescu A.
- Modelling processes of biological treatment. Review 31
Necşoiu M.C.
- Studii experimentale pe instalaţia pilot de epurare 4-6 LE (Laboratorul de Alimentări cu Apa şi Canalizări – Facultatea de Hidrotehnică). Teste de precipitare a fosforului cu reactivi chimici. 37
Stănescu I.
- Aspects regarding the monitoring of some pharmaceutical compounds in urban wastewater and treatment possibilities for advanced removal of organic micropollutants 46
Cosma C., Petre J., Iancu V., Ştefănescu M.
- Degradation of HCH insecticides from water through a solar advanced oxidation process 53
Niţoi I., Florescu S. I., Dinu L.
- Experiences with decentralized wastewater treatment units in the Netherlands 59
Boele de Jong J., Hoenderdos P.

Secţiunea 2 – Soluţii moderne de colectare şi epurare a apelor uzate în comunităţi mici 63

- Reţelele de canalizare sub presiune – soluţie raţională pentru colectarea şi evacuarea apelor uzate menajere produse în localităţile rurale 65
Perju S., Tudor G.
- Consideraţii privind realizarea Staţiilor de Epurare în mediul rural 73
Mihail L., Luca A.L., Mănescu A., Alexandrescu A.
- Sisteme complete şi inovative destinate apelor uzate municipale şi industriale 79
Petrescu G. , Moga I. C., Năsărimba-Grecescu B. D.
- The use of peat in the treatment of wastewaters generated by agglomerations of less than 2.000 population equivalents – Experiment conducted into a pilot station 87
Oniscu C. şi colaboratori

Secţiunea 3 – Managementul nămolului – soluţii integrate în protecţia mediului 101

- Optimizarea soluţiilor de gestiune a nămolurilor provenite de la epurarea apelor uzate 103
Iancu I., Bica I., Dimache A.
- Studiu privind regimul cuprului din eco-sistemele agricole îmbunătăţite cu nămolul menajer 112
Mujea G, Ionescu N., Diaconu M., Iordănescu A., Ionescu K., Ionescu S.G.
- Solutions for treatment and disposal of sludge from wastewater treatment plants 118
Stoicescu A.
- Wastewater sludge mixing 126
Manea E., Robescu D.
- Wastewater sludge heating 132
Manea D., Robescu D.
- Energia din apele uzate 139
Holba M., Bartoník A., Ploteny K., Horvath Z
- Noi studii in direcţia producerii industriale low-cost a argintului coloidal pentru dezinfecţia apei 147
Marosy Z. I., Ion A.C.

Secţiunea Poster 159

- Operation efficiency monitoring of the waste water treatment process from Satu Mare wastewater plant 161
Dippong T.
- Tehnologii de epurare implementate la S.C. RAJA S.A. Constanţa 169
Fânaru L., Pană A., Presură A.
- Management options in sludge from wastewater 178
Lupăncescu G.
- Soluţii eficiente economic pentru optimizarea proceselor prin utilizarea modulelor de comanda şi de control standardizate 182
Hack M., Simon J., Warnemünde S., Seehaus T.
- Aspects of water demineralization with mixed-layer ion-exchangers 191
Rogoveanu Radosavlevici I., Stoicescu A., Robescu D.
- Considerations on water quality analysis of Siret River in risk pollution 203
Mănescu A., Luca M.
- Utilizarea programelor CFD pentru retehnologizarea instalaţiilor de epurare 215
Mocanu C.R.
- Implementation of an integrated quality – environment system in the water – sewerage operators and in the public local administration – a guarantee for the quality of services provided to people 224
Anghel A., Criste V.

PREFAŢĂ

Dezvoltarea sistemelor de colectare a apelor uzate în peste 2300 aglomerări umane cu populaţia între 2000 – 10 000 locuitori echivalenţi impune, în perioada 2015 – 2018, construcţia unui număr însemnat de staţii de epurare care vor trebui să rezolve epurarea avansată în condiţiile unor costuri şi consumuri energetice acceptabile pentru populaţie.

Sesiunea ştiinţifică organizată de Asociaţia Română a Apei privind tehnologii noi de epurare a apelor uzate, eveniment ce face parte din amplele manifestări EXPOAPA 2012, reuneşte 27 lucrări ştiinţifice în cadrul cărora se dezvoltă:

- Modelarea proceselor de epurare biologică;
- Rezultatele studiilor pe instalaţii pilot privind eliminarea fosforului din apele uzate, utilizarea turbei în epurarea apelor uzate;
- Dezinfecţia apelor uzate epurate prin utilizarea dioxidului de clor;
- Problemele managementului nămolului cu studii fundamentale privind influenţa în culturile agricole;
- O serie de tehnologii performante din care amintim reactoarele cu funcţionare secvenţională care admit alimentarea continuă printr-un selector anaerob cu recirculare nămol;
- Studii şi cercetări valoroase privind monitorizarea compuşilor farmaceutici din apele uzate urbane, soluţii de îndepărtare a micropoluanţilor organici şi degradarea insecticidelor pe baza de HCH.

În secţiunea ce are ca temă "Soluţii moderne de colectare a apelor uzate în comunităţi mici" sunt cuprinse lucrări ce analizează;

- Soluţii optime pentru reţelele de canalizare, cum ar fi: sisteme prin vacuum, sisteme cu pompare; acestea putând oferi avantaje importante în configuraţii dificile de amplasament pentru reţelele gravitaţionale.

Nu în ultimul rând, în cadrul volumului de faţă, sunt prezentate elemente ale operării unor staţii de epurare existente, recent date în funcţiune, ce aduc câte ceva din experienţa exploatării (SC Apaserv SA Satu Mare, SC RAJA SA Constanţa).

Rezolvarea epurării apelor uzate în comunităţile urbane sau rurale din România reprezintă o problema tehnică, instituţională şi de costuri de mare amploare. Aceasta trebuie să se bazeze pe:

- folosirea tehnologiilor de vârf care sa garanteze eficienţa proceselor în realizarea parametrilor de calitate a apelor epurate, reducerea volumelor de nămol produse şi stabilizarea nămolurilor în reactoarele biologice;
- analiza şi dezvoltarea opţiunilor de epurare extensive (filtre cu vegetaţie, iazuri biologice) adaptată condiţiilor unor amplasamente favorabile;
- conducerea automată a proceselor prin dotarea cu aparatură de măsură şi control on-line, ca element fundamental al realizării eficienţei în condiţiile variaţiei în timp şi spaţiu a parametrilor de calitate a apelor uzate influente.

Dezvoltarea tehnică a staţiilor de epurare trebuie să se încadreze în conceptul general de dezvoltare durabilă în relatie cu: problemele conservării resurselor, reducerea necesarului specific de apă, dezvoltarea sistemului separativ de canalizare şi minimizarea influenţelor asupra mediului înconjurator.

Prof.Univ.Dr.Ing. Marin Sandu
Preşedinte CTS – ARA

FOREWORD

The development of the wastewater collection systems in over 2300 human agglomerations with population between 2000 – 10 000 equivalent inhabitants imposes, for 2015 – 20218, the building of a substantial number of wastewater treatment plants, which will have to solve the advanced treatment with costs and energy consumptions affordable for the population.

The scientific session organized by the Romanian Water Association on new technologies for the wastewater treatment, event within EXPO APA 2012, comprises 27 scientific papers where are treated the following:

- Modeling of the biological wastewater processes;
- Results of studies on pilot installations on phosphorus removal from wastewaters, peat use for wastewater treatment;
- Disinfection of treated wastewaters by using chlorine dioxide;
- Sludge management problems with essential studies on their influence on cultivated soils;
- A series of performing technologies eg. sequential operating reactors which allow continuous power through a anaerobic selector with sludge recirculation
- Valuable studies and research on monitoring the pharmaceutical compounds in urban wastewaters, solutions to remove the organic micro-pollutants and degradation of HCH insecticides.

In the session “Modern solutions for wastewater collection in small communities” are included works that highline:

- Optimal solutions for sewerage networks as: vacuum systems, pumping systems; these offering important advantages in difficult difficult site configurations for gravitational networks.

Not in the least, the conference volume presents operating elements in existing wastewater treatment plants, recent functioning data, all bringing something from the operational experience (Water Company Satu Mare, Water Company Constanta).

Solving the wastewater treatment in Romanian urban or rural communities is a technical and institutional problem which implies substantial costs. This should be based on:

- usage of leading edge technologies that can guarantee process efficiency to reach the quality parameters of the treated wastewaters, reduction of produced sludge quantities and sludge stabilization in biological reactors;
- analyses and development of the extensive wastewater treatment options (vegetation filters, biological ponds) adapted to favourable site conditions;
- automated process management by equipping with measurement and online tools, as a fundamental element for achieving efficiency in the conditions of variable time and space of the quality parameters of the influent wastewaters.

The technical development of the wastewater treatment plants must be done in the framework of sustainable development general concept in relation with reduction of the specific need of water, sewer separation system development and minimizing the influences on the environment.

Marin Sandu, PhD. Eng.
CTS – ARA President

Secţiunea I:

Tehnologii avansate de epurare a apelor uzate

Evolutia tehnologiilor de epurare a apelor reziduale provenite de pe vatra centrelor populate

Mirel I., Florescu C., Staniloiu C., Isacu M.
Universitatea Politehnica din Timisoara

Abstract
This paper shows the evolution of technologies for wastewater treatment from the hearth of population centers, used over time, in order to combat or prevent human illness and pollution of natural emissaries.
These waters contain mainly settable and not settable solids materials (oils, fats, etc.), dissolved and undissolved organic compounds, pathogenic and nonpathogenic bacteria, acting for their separation, adequate treatment technologies designed to ensure quality requirements imposed by that natural emissaries are the main resources for water supply of human communities and industries.
Wastewater treatment appeared from the need to achieve a clean and healthy living environment in each community, using for this purpose, depending on quantity and quality of drainage water, treatment methods and procedures specific to each stage / period of development of human societies.
Treatment technologies, developed over time, starting from the simplest to the most sophisticated/ advanced reproduce for the most part natural phenomena that occur in self-purification processes of watercourses. Surface water courses acts as the transport of waste, the decomposition of organic substances and dilution or even decomposition of chemical and physical impurities.
Evolution of wastewater treatment technologies was made in accordance with legislative regulations specific to each stage of social development.

Keywords
Legislative, surface water, societies, treatment, wastewater.

CONSIDERATII DE ORDIN GENERAL – SCURT ISTORIC

Din cele mai vechi timpuri colectivităţile umane s-au stabilit în vecinătatea surselor de apă sau de-a lungul cursurilor de apă. Fiecare colectivitate s-a dovedit a fi preocupată de rezolvarea problemelor de alimentare cu apă şi a celor de salubrizare a aşezărilor omeneşti.
Aşezările umane dezvoltate în bazinele superioare, din vecinătatea izvoarelor, au fost şi cele care au contribuit la poluarea emisarilor. Pe măsură ce colectivităţile s-au dezvoltat, s-a accentuat poluarea cursurilor de apă dar şi pericolul de îmbolnăvire a oamenilor, ciuma şi holera contribuind la dispariţia a multor colectivităţi.
Pentru evitarea acestor neajunsuri au fost necesare măsuri de combatere si de prevenire a poluarilor permanente si a celor accidentale. Astfel, la Ninive şi Babilon s-au construit canale şi şanţuri care aveau drept scop îndepărtarea reziduurilor lichide şi solide. În Egipt, cu cca. 4500 ani în urmă, s-au construit canale deschise pentru evacuarea apelor uzate. Grecii şi romanii au construit reţele de canalizare care deserveau colectivităţi foarte mari. La Roma, în anul 514 î.e.n., s-a construit primul colector, cunoscut sub denumirea „Cloaca Maxima". Evul mediu a reprezentat perioada cea mai puţin propice dezvoltării în acest domeniu iar canalele existenete au fost distruse, deşeurile au fost aruncate pe străzi la întâmplare, contribuind deseori la îmbolnăvirea populaţiei. În această perioadă oamenii nu se imbăiau toată viaţa. Ca urmare a acestei concepţii de viaţă, activităţile în oraşele din Evul Mediu se desfăşurau în totală lipsă de igienă, iar epidemiile secerau regiuni întregi, făcând sute de mii de victime [1], [19].
Odată cu începutul industrializării şi dezvoltării oraşelor, necesitatea de a construi canale colectoare pentru apele uzate a devenit din ce în ce mai acută. Astfel, în Anglia, în anul 1531, în timpul lui Heinrich al VIII-lea, s-a elaborat prima legislaţie privind evacuarea apelor menajere şi meteorice.

La Paris, în secolul al XVII-lea, s-au construit primele reţele de canalizare (cca. 3 km), astfel încât în jurul anului 1850 lungimea acestora atingea cca. 100 km.
În aceaşi perioadă, se înfiinţează în Anglia „Consiliul de Sănătate Publică" cu scopul de a stabili reglementările de asanare a oraşelor, aspect ce a determinat, ca în anul 1866 să apară „Sanitary Act", lege care stabilea principiile privind construirea canalizărilor cât şi normele pentru menţinerea în stare curată a râurilor, lege, care cu unele mici transformări, este şi astăzi în vigoare.
La noi în ţară, construcţia colectoarelor de canalizare a început în anul 1928, în Bucureşti, prin construcţia primelor canale de evacuare a apelor uzate de pe străzile Smârdan, Colţei, Batiştei şi „Biserica Enei" în râul Dâmboviţa.
Cel de al doilea canal pentru colectarea apelor uzate, menajere şi pluviale, s-a construit pe uliţa "Târgului din Afară", azi Calea Moşilor, canal prevăzut cu haznale zidite, tot din piatră, şi acoperite cu grătare din fier.
În anul 1881 şi apoi în 1889, Primaria orasului Bucuresti ii solicita inginerului elveţian Buerkli Siegler sa elaboreaze un proiect de canalizare în Bucureşti, pe baza unor principii moderne. Acest proiect prevedea construcţia a două colectoare de-a lungul canalului Dâmboviţa la care se racordau două canale perpendiculare, proiect care a fost reluat în anul 1909 de către prof. ing. Dionisie Ghermani. Dupa aceste proiecte s-au executat pana in anul 1940, circa 100 km colectoare principale si circa 500 km de colectoare secundare [1], [6].
În paralel cu lucrările de canalizare executate în Bucureşti, s-au realizat construcţii similare şi în alte oraşe din ţară. Astfel, în anul 1912 sunt finalizate reţelele de canalizare şi staţia de epurare a apelor uzate din oraşul Timişoara.
Realizarea într-o concepţie unitară şi a lucrărilor de canalizare în România, s-a putut face prin elaborarea unor reglementări legislative evidenţiate prin: Legea nr. 8/1974 privind „Legea Apelor" şi Legea nr.9/1978 privind „Protecţia Mediului Înconjurător"[32],[33,[37],[38].
În prezent, Romania dispune de o serie de reglementări legislative, inspirate din Directivele Comunităţii Europene privind Legea Apelor, Legea Protecţei Mediului Înconjurător etc.[22], [23], [24], [26], [27], [28], [31].

AUTOEPURAREA CURSURILOR DE APA

Autoepurarea se defineşte ca fiind capacitatea pe care o are cursul natural de a neutraliza impurităţile ajunse în el şi de a stabili echilibrul ecologic existent anterior impurificării.
Autoepurarea se realizează prin: procedee fizice (diluţie, amestec, mineralizare, sedimentare, coagulare, dizolvare de oxigen, degajare de gaze în aer, procese influenţate de radiaţia solară şi de temperatura apei); procese chimice (neutralizare, oxidare, reducere, floculare, precipitare, adsorbţie, absorbţie, descompunere fotochimică etc); procese biologice (biocenoza proprie, filitrare, consum sau secreţie de substanţe toxice); procese bio-chimice (în cadrul ciclurilor azotului, sulfului şi carbonului pe baza activităţii unor microorganisme specifice, aerobe şi anaerobe)[1],[2],[3],[5],[8],10].
Autoepurarea este influenţată negativ de curgerea lentă şi netrubulentă, de temperaturile joase şi înalte, de mărimea concentraţiilor de substanţe organice, de concentraţia şi volumul de oxigen din apă etc.
Apa cursurilor de suprafaţă îndeplineşte rolul de transport al deşeurilor, de descompunere a substanţelor organice, de diluţie sau chiar de descompunere a impurităţilor din apele de scurgere.
După vărsarea/deversarea apelor uzate menajere în cursurile de suprafaţă încep procesele naturale de autoepurare. Autoepurarea cursurilor de apă se realizeaza in mod natural, nefiind folosite in acest scop instalatii sau constructii speciale. In cadrul proceselor de autoepurare, acţionează factori de natură fizică (sedimentarea, greutatea specifică, vâscozitatea, luminozitatea, temperatura şi caracteristicile hidraulice), factori de natură chimică şi factori de natură biologică [1],[3],[4],[6],[7].

Principalele fenomene care intervin indeosebi in timpul autoepurarii cursurilor de apa sunt: dilutia; amestecul si mineralizarea.
Dilutia sau gradul de dilutie d este dat de raportul dintre debitul emisarului Q si debitul apelor uzate q exprimat prin relatia:

$$d = Q/q \qquad (1)$$

In cazul amestecului incomplet al celor doua feluri de apa, se determina dilutia reala d_1 cu relatia:

$$d_1 = a\ Q/q \qquad (2)$$

în care: a este coeficientul de amestec, care pentru amestecul complet se considera a = 1, iar pentru amestecul incomplet se considera a = 0,7 - 0.8; Q - debitul de calcul al cursului de apă, considerat ca debit mediu lunar minim, cu asigurarea de 95%; q – debitul de calcul al apelor uzate, considerat ca debit maxim zilnic.
In cazul amestecului complet, concentratia medie de materii C_{am} (suspensii, substante toxice in apa etc.) in apa amestecata (emisar si ape uzate) se determina cu relatia:

$$C_{am} = (C\ Q + c\ q)/(Q + q) \qquad (3)$$

in care: C este concentratia medie de materie in apa emisarului; c - concentratia medie de materie in apa uzata menajera.
Amestecul se datoreste in cea mai mare parte turbulentei apei, realizandu-se complet pe distante, cu atat mai scurte cu cat gradul de dilutie este mai mic. Amestecul cat mai complet si rapid se poate asigura prin utilizarea unor instalatii performante de dispersie.
Coeficientul de amestec a se poate determina cu formula lui I. D. Rodziler, iar coficientul **α** cu formula lui V.A.Frolov [1],[6],[13]:

$$a = (1 - e^{-\alpha L^{1/3}})/(1 + Q/q\ e^{-\alpha L^{1/3}}) \qquad (4)$$

$$\alpha = \xi\ \varphi\ (D_T/q)^{1/3} \qquad (5)$$

in care: L este distanta intre sectiunea de evacuare a apelor uzate menajere si sectiunea de calcul; α - coeficient care ia in considerare conditiile hidraulice de amestec; ξ - coeficient care depinde de modul in care se face evacuarea apelor uzate; φ = L/l - coeficientul de sinuozitate a raului, dat de raportul dintre distanta intre sectiunea de evacuare a apei uzate si sectiunea de calcul L si distanta intre aceleasi sectiuni in linie dreapta l; D_T = v H/ 200 - coeficient de difuzie turbulenta; v - viteza medie a cursului de apa in in zona considerata; H - adancimea medie a cursului de apa in zona considerata.
Caracteristicile hidraulice (debitul, adâncimea, lăţimea, panta, viteza de curgere a apei, curenţii ascensionali sau laterali în albie, relieful fundului cursului de apă care determină vârtejuri, neregularitatea şi intensitatea vârtejurilor etc.), influenţează amestecul apelor uzate cu apele cursurilor de suprafaţă. Amestecul complet are loc în timp la o anumită distanţă de punctul de vărsare, iar până la punctul de amestec complet numai o parte din debitul cursului de apă, denumit debit de diluţie (axQ), se amestecă cu apele uzate [1],[6],[7],[13],[25].
Distanta de amestec se poate determina cu relatia:

$$L_a = [\ 2{,}3\ \lg\ (a\ q + q)/(1 - a)\ q]^3\ \alpha^{-1} \qquad (6)$$

Distanta de amestec complet poate avea uneori valori foarte mari, ceace conduce la formarea in lungul emisarului a unei benzi de apa uzata, care da un aspect neplacut apei emisarului, impiedecand si intarziind in acelasi timp dezvoltarea normala a procesului de autoepurare, ce s-ar putea realiza in cazul unui amestec complet, chiar imediat dupa evacuarea apelor uzate.
Transformarile care conduc la autoepurarea emisarilor sunt de natura fizico- chimica si biologica, iar cele mai importante procese sunt cele biologice si biochimice care contribuie in cea mai mare msura la mineralizarea materiilor organice din apa, prin intermediul bacteriilor bacteriilor aerobe si anaerobe [6],[13],[20].
In zona in care se produce mineralizarea, flora bacteriana se dezvolta rapid si se formeaza depozite imense, care la ape mari sunt transportate pe distante foarte mari, unde descompunerea continua, determinand asa numitele zone de impurificare secundara.

Factorii care actioneaza si influenteaza transformarile biologice din apa emisarului sunt :oxigenul, temperatura; luminozitatea si pH-ul.
Autoepurarea în condiţii anaerobe are loc sub acţiunea unor protozoare şi a unor bacterii anaerobe, care îşi preiau oxigenul necesare vieţii din descompunerea unor substanţe oxidate (sulfaţi, carbonaţi, nitraţi etc.). În lipsă parţială sau totală de oxigen se dezvoltă fenomene de putrefacţie alcătuite din procese de oxidare şi de reducere.
Apa unui curs de suprafaţă poate conţine oxigen dizolvat în cantităţi corespunzătoare solubilităţii acestuia la temperatura respectivă. La deversarea apelor de scurgere ce conţin substanţe organice începe să se consume din oxigenul dizolvat pentru mineralizarea acestor substanţe [1],[2],[3],[7],[13].
În prima fază de oxidare, viteza consumului de oxigen al cursului de apa, poate fi proporţională cu cantitatea de substanţe organice care se găsesc în apele uzate si naturale :

$$L_t = L_0 \times 10^{-K1 \times t} \quad (7)$$

$$X_t = L_0 \times (1 - 10^{-K1 \times t}) \quad (8)$$

în care: L_t este consumul primar de oxigen ce mai este necesar apei, dupa ce s-a scurs timpul t, de pana la 20 zile; X_t - consumul primar de oxigen, efectuat in timpul t; K_1 - viteza consumului de oxigen, care depinde de natura reactiei in conditiile in care se desfasoara; t – timpul consumului de oxigen, în zile; $L_0 = L_t + X_t$ - consumul primar total de oxigen in timp de 20 zile a cursului de apă cu apa de scurgere.
Viteza de dizolvare a oxigenului în cursul natural de apă este proporţională cu deficitul de oxigen, adică cu lipsa de oxigen până la cantitatea corespunzătoare saturaţiei complete la temperatura respectivă, procesul de reaerare putând fi exprimat prin relaţia:

$$D_t = D_0 \times 10^{-K2 \times t} \quad (9)$$

în care: D_t este deficitul de oxigen din apa cursului de suprafaţă după timpul t de la începerea procesului, în mg/l; D_0 – deficitul de oxigen din cursului de suprafaţă la începutul procesului, în mg/l; K_2 - constanta vitezei de dizovare a oxigenului, în zile^{-1}; t – timpul de completare a oxigenului prin reaerare, în zile.
Luând în considerare consumul de oxigen şi completarea acestuia se obtine relaţia:

$$D_t = (K_1 \times L_0)/(K_2 - K_1) \times (10^{-K1 \times t} - 10^{-K2 \times t}) + D_o \times 10^{-K2 \times t} \quad (10)$$

Derivand relatia (10) în raport cu t şi anulând rezultatul, se obţine timpul critic (t_{cr}) si deficitul critic de oxigen (D_{cr}), exprimat prin relaţiile:

$$t_{cr} = \lg \{ K_2 / K_1 \times [1 - D_0 \times (K_2 - K_1)/ K_1 \times L_0]\}/ (K_2 - K_1) \quad (11)$$

$$D_{cr} = (K_1 \times L_0)/(K_2 - K_1) \times (10^{-K1 \times tcr} - 10^{-K2 \times tcr}) + D_o \times 10^{-K2 \times tcr} \quad (12)$$

Protecţia calitativa si cantitativa resurselor de apă este reglementată de legislaţia europeană şi cea românească [22],[26],[27],[28],[29],[30],[36].
În figura 1 sunt evidenţiate reglementările actuale privind condiţiile de calitate impuse cursurilor de suprafaţă pentru captarea apei în scopul potabilizării precum şi condiţiile impuse la deversarea apelor uzate menajere.

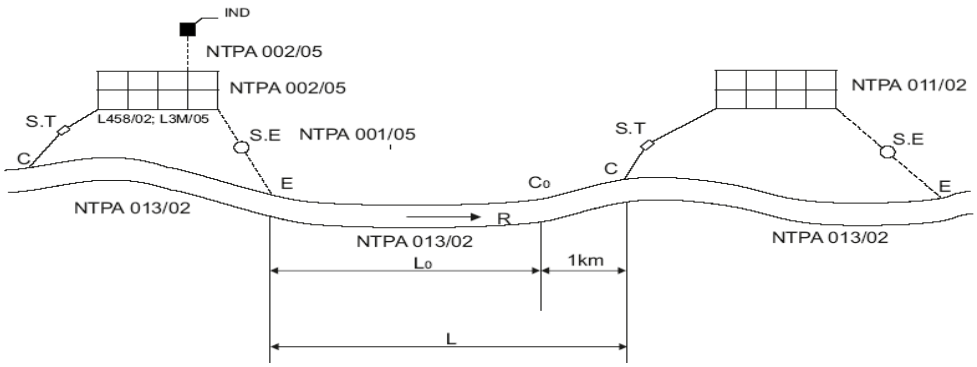


Fig. 1 Reglementari legislative pentru prelevari si deversari de ape uzate

Prelevarile de apa pentru potabilizare si deversareaapelor uzate in cursurile de suprafata trebuie facuta cu respectarea reglementarilor legislative romanesti si europene, astfel incat in sectiunea de prelevare a apelor uzate epurate sa se asigure aceleasi conditii calitative ca in sectiunile de prelevare pentru apa de alimentare, iar tronsonul cursului de apa cu lungimea L, necesar derularii proceselor de autoepurare, sa constituie coeficientul suplimentar de siguranta, pentru situatiile de criza (avarii in statiile de epurare,deversari accidentale etc) [28],[29],[31].

EVOLUTIA TEHNOLOGIILOR DE EPURARE

Scheme tehnologice de epurare

În figurile 2 – 10 se prezintă o succesiune a schemelor tehnologice de epurare a apelor uzate menajere,aplicate în raport cu cerinţele si reglementările diferitelor etape de dezvoltare a societăţilor umane.
Schemele tehnologice redate in figurile 2 si 3 sunt concepute numai cu treapta mecanica/primara cu fermentarea namolurilor pentru producerea de biogaz in metantancuri ,sau fara producere de biogaz, cu fermentarea namolurilor in decantoare cu etaj. Schemele tehnologice redatate in figurile 4 si 5, completeaza treapta mecanica cu o treapta biologica/ secundara, constituita din bazine de aerare cu namol activat, cu scopul de a se imbunatati conditiile calitative ale apelor epurate. Epurarea biologica se poate asigura in constructii pentru epurare in conditii apropiate de cele naturale (campuri de irigare, campuri de infiltrare) sau arificiale (filtre biologice de mica si mare incarcare, filtre biologice turn, bazine de aerare,iazuri biologice, santuri de oxidare, puturi absorbante, fose septice etc.).

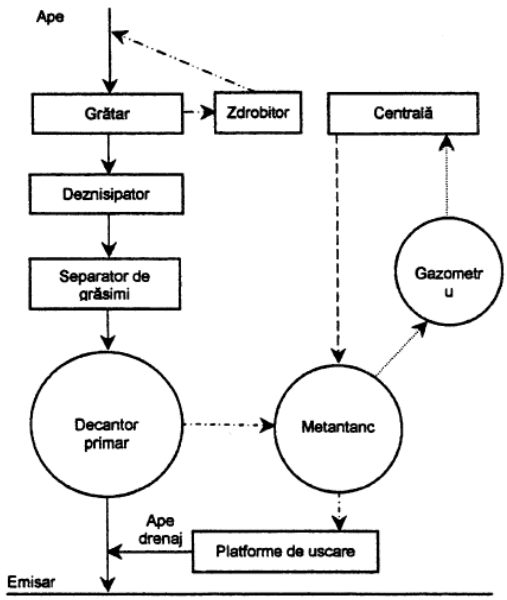


Fig. 2 Schema tehnologică de epurare mecanică cu producere de biogaz

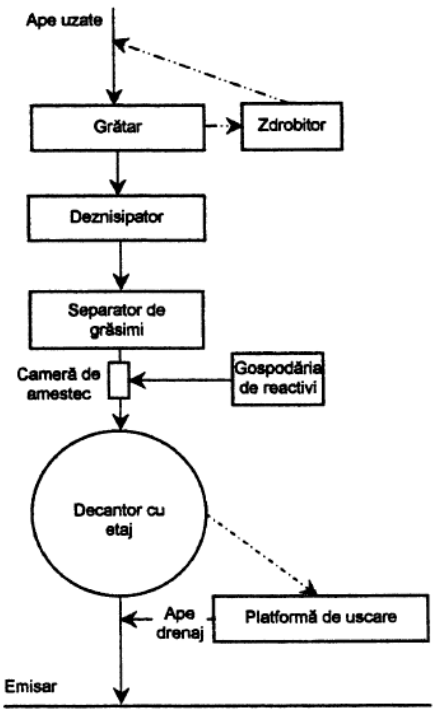


Fig. 3 Schema tehnologica de epurare mecano-chimică

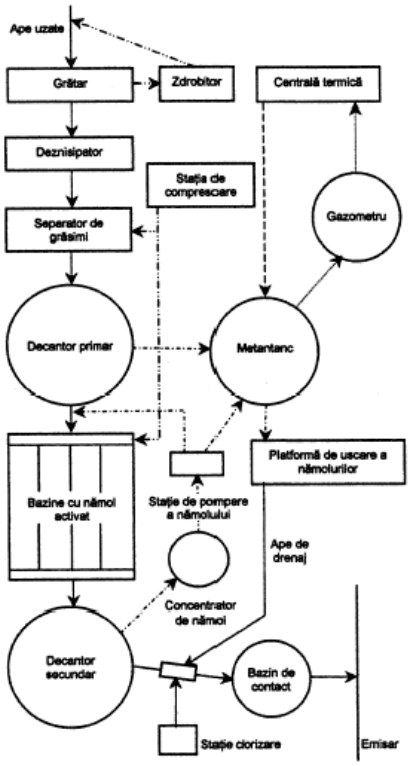


Fig. 4 Schema tehnologica de epurare cu nămol activat si cu producere de biogaz

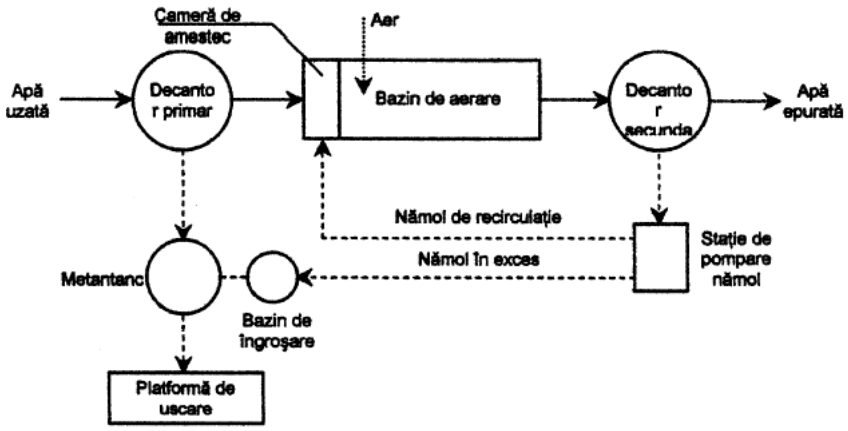


Fig. 5 Treapta de epurare biologică cu producere de biogaz

Tehnologiile de epurare, dezvoltate in ulimii 20-25 ani s-au axat pe eliminarea compusilor de azot si de fosfor prin introducerea, in fluxul tehnologic a unei trepte biologice de epurare avansat/tertiara (Fig.6). Epurarea avansata se poate aplica dupa epurarea mecanica/primara, ca o completare a epurarii biologice/secundara sau dupa epurarea secundara, ca treapta tertiara [16], [17], [31].
Epurarea avansata/tertiara se poate realiza prin: metode fizice (filtrare prin mase granulare si micorofiltrare); metode fizico-chimice (coagulare chimica, adsorbtie,spumare, electroliza, osmoza inversa, distilare, inghetare, schimb ionic, oxidare chimica si electrochimica etc.); metode biologice (bazine de activare/ nitrificare-denitrificare, bazine de defosforizare, bazine cu namol activat, filtre biologice, biofiltre, irigare cu ape uzate iazuri de stabilizare etc).
Tehnologiile de epurare avansata, redate in figurile 7 si 8 (pentru sistemul unitar si separativ de canalizare), au fost prevazute cu linii de producere si utilizare de biogaz, sistem aplicat pentru retehnologizarea si a modernizarea statiilor de epurare existente. In cazul statiile noi proiectate,

tehnologiile de epurare avansata, prevad o tratare separata a namolurilor rezultate, cu sau fara producere de biogaz [34],[35],[16],[17].
In conditiile in care criza energetica se accentuiaza si sunt promovate formele alternative de energie (solara, eoliana, geotermala, biomasa/biogaz etc.), s-au conceput pentru epurarea apelor uzate, tehnologii bioenergetice, prin care sa se asigure, in paralel cu epurarea avansata si captarea de biogaz din biomasa apelor de scurgere.

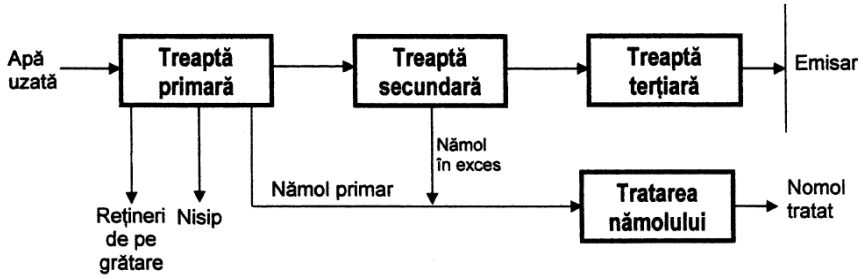


Fig. 6 Schema tehnologica de epurare avansată a apelor uzate

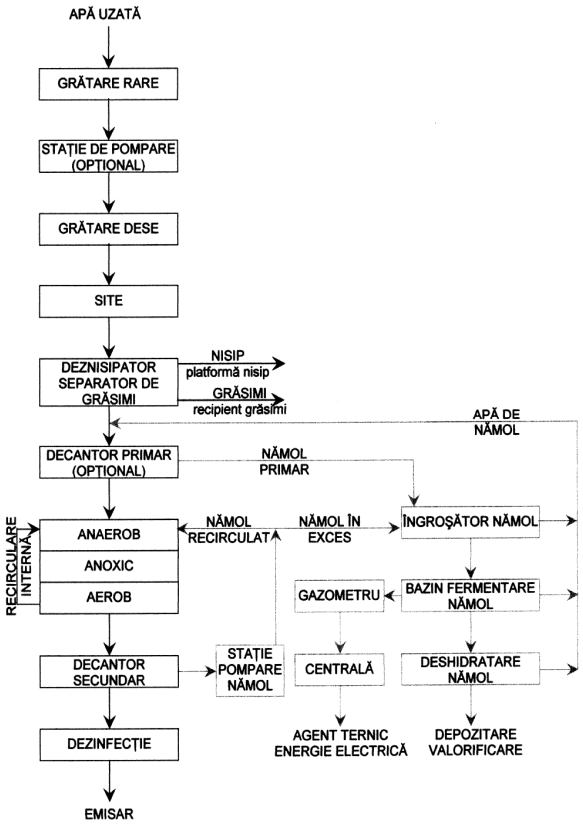


Fig. 7 Schema tehnologică de epurare a apelor uzate colectate în sistem separativ de canalizare

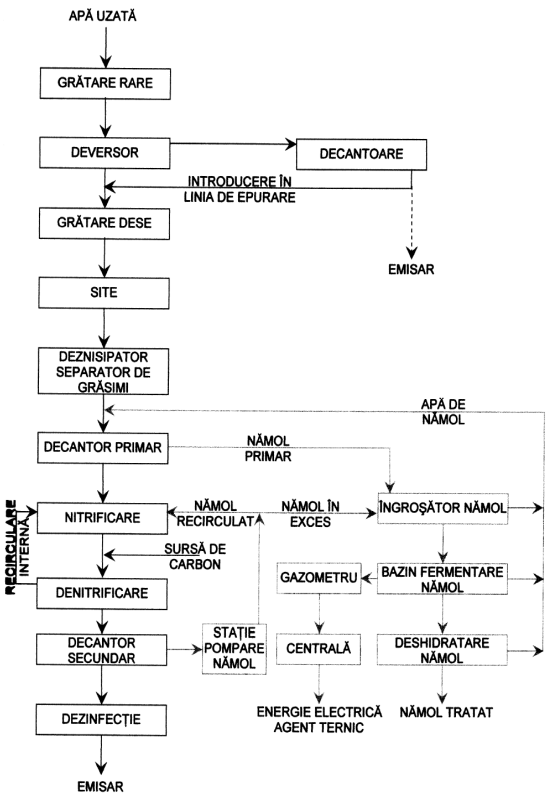


Fig. 8 Schema tehnologică de epurare a apelor uzate colectate în sistem unitar

Schemele tehnologice, redate in figurile 9 si 10, includ pe fluxul tehnologic, in locul decantoarelor primare, grupuri de digestoare/fermentatoare, dispuse in serie sau in paralel, cu scopul de a capta o parte din potentialul energetic al biomasei din apele uzate in paralel asigurarea conditiile de calitate

pentru apele epurate, impuse prin reglementarile legislative romanesti si europene. Energia termica sau electrica obtinuta din producerea biogazului poate diminua consumul de resurse conventionale.

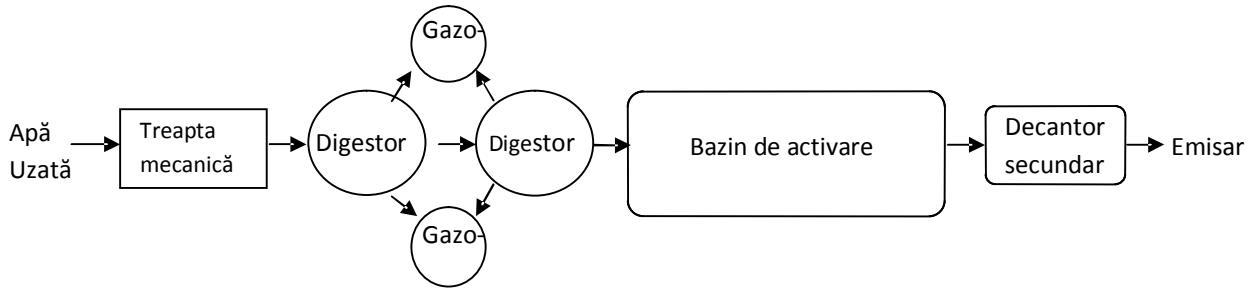


Fig. 9 Schema de epurare bioenergetica cu digestoare in serie, cu bazine de activare si decantoare secundare

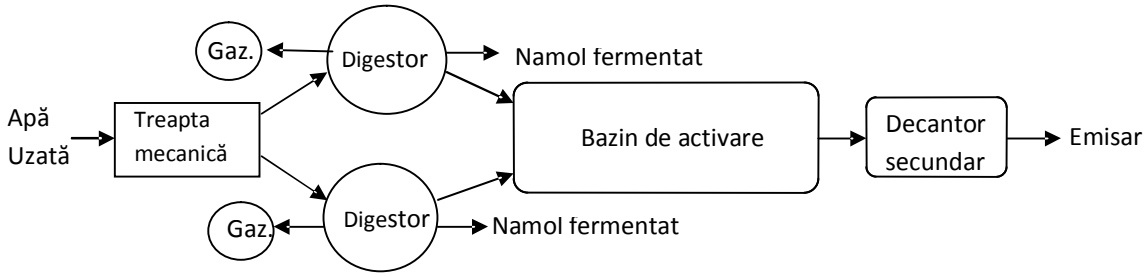


Fig. 10 Schema de epurare bioenergetica cu digestoare in paralel

Evolutia tehnologiilor de epurare de mica capacitate

Staţiile de epurare de capacitate mică au stat la baza studiilor şi cercetărilor din domeniul epurării apelor uzate comunale. Din cele câteva exemple, redate in figurile 11- 14, se evidentiaza faptul că ideea epurării biologie a apelor uzate, a fost prezentă deja la început de secol douăzeci, urmărindu-se obţinerea unui efluent de calitate şi chiar utilizarea apelor uzate în agricultură.
De remarcat, este efortul depus, cu aproape o sută de ani in urma, pentru realizarea unor instalaţi de calitate, funcţionale şi fiabile. Materialele utilizate fiind de regulă metalul, (fonta), lemnul şi betonul.

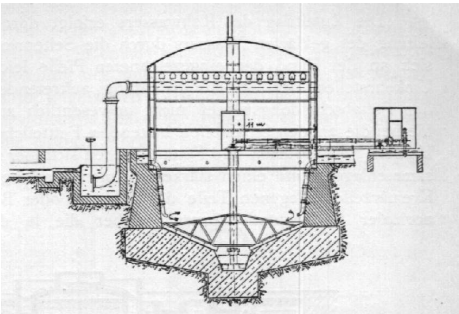


Fig. 11 Turn de epurare

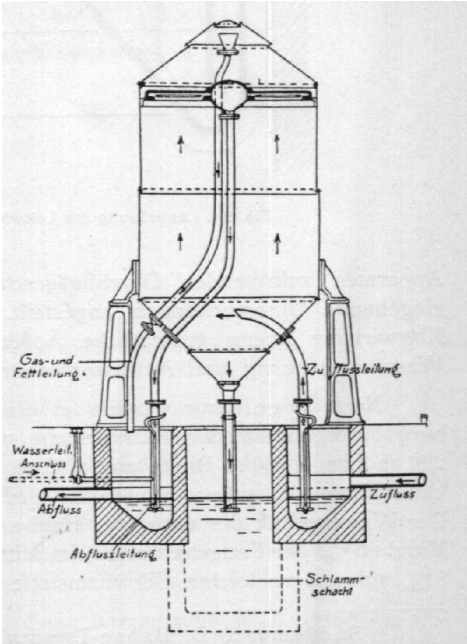


Fig. 12 Cazan de epurare

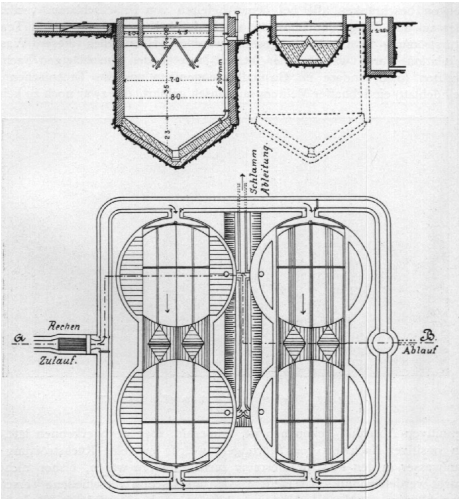


Fig. 13 Decantor Imhoff

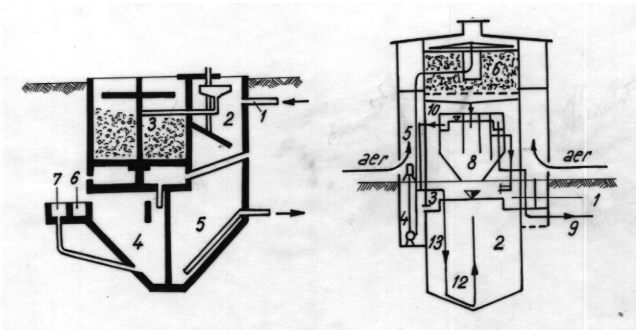


Fig. 14 Reactoare de epurare monobloc, cu filtrare biologică şi bazin de fermentare anaerobă a nămolului

CONCLUZII

În cadrul lucrării se prezintă evoluţia tehnologiilor pentru epurarea apelor reziduale provenite de pe vatra centrelor populate, utilizate pe parcursul timpului, cu scopul de a combate sau de a preveni îmbolnavirea oamenilor şi poluarea emisarilor naturali. Aceste ape care conţin, în principal, materii solide sedimentabile şi nesedimentabile (uleiuri, grasimi etc.), compuşi organici dizolvaţi şi nedizolvaţi, bacterii patogene şi nepatogene, comportă pentru separarea lor, tehnologii de epurare adecvate, menite să asigure condiţiile de calitate impuse prin reglementările legislative româneşti şi europene.

Epurarea apelor uzate menajere a apărut din necesitatea de a se realiza un mediu de viaţa curat şi sănătos în cadrul fiecărei colectivităţi, folosindu-se pentru acest scop, în funcţie de cantitatea şi calitatea apelor de scurgere, metode şi procedee de epurare specifice, pentru fiecare etapă/perioadă de dezvoltare a societăţilor umane.
Tehnologiile de epurare, dezvoltate pe parcursul timpului, reproduc în cea mai mare parte fenomenele naturale care au loc în cadrul proceselor de autoepurare din cursurile de apa. Apa cursurilor de suprafata asigura transportul deseurilor, descompunerea substantelor organice, de diluare sau chiar de descompunere a impuritatilor chimice şi fizice.
Evolutia tehnologiilor de epurare a apelor reziduale a fost făcut în concordanţă cu cerinţele şi reglementările legislative specifice etapelor de dezvoltare socială, urmărindu-se asigurarea condiţiilor cu privire la igiena şi sănătatea oamenilor, refacerea şi protecţia mediului înconjurător.
Tehnologiile bioenergetice propuse în cadrul lucrării, asigură atât, cerinţele de calitate impuse pentru apele epurate, cât şi recomăndarile Uniunii Europene cu privire la valorificarea energetică a biogazului din biomasa conţinuta în apele uzate menajere.
Procesele de autoepurare în cursurile de apă, reprezintă un factor de siguranţă pentru protecţia mediului, şi în mod deosebit a resurselor de apă în cazul unor avarii tehnologice/poluari accidentale.

BIBLIOGRAFIE

1. Blitz, E.,1966, Epurarea apelor uzate menajere orăşaneşti, Ed. Tehnică, Bucureşti
2. Dima, M., 1998, Epurarea apelor uzate urbane, Editura Junimea, Iaşi
3. Dima, M., Meghi, V., Dima, B., Badea, C., 2002, Bazele epurării biologice a apelor uzate. Editura Tehnopress, Iaşi
4. Eckenfelder, W. W., O'Connor, D. I., 1961, Biological wastewater treatment, Ed. Pergamon Press, New York.
5. Fair, G. M., Geyer, I. C., Ocun, I., 1996, Water Purification and Waste Water Treatment, vor.2, USA.
6. Giurconiu, M., 1973, Canalizări, vol.2, Litografiea Institutului Politehnic "Traian Vuia" Timişoara.
7. Giurconiu, M., Mirel, I., Carabeţ, A., Chivereanu, D., Florescu, C., Stăniloiu, C., 2002, Construcţii şi instalaţii hidroedilitare, Editura de Vest Timişoara.
8. Imhoff, K. R., 1990, Taschenbuch der Stadtentwässerung, 27. Auflage, Verlag von R. Oldenbourg, München.
9. Kainz, M., Kauch, E.P., Renner, H., 2002, Siedlungswasserbau und Abfallwirtschaft, Manz-Verlag Schulbuch, Wien.
10. Mirel, I., 2000, Consideraţii cu privire la alcătuirea şi retehnologizarea staţiilor de epurare în raport cu cerinţele impuse prin normele naţionale şi europene. Lucrările Simpozionului ECOTIM, Timişoara.
11. Mirel, I., Popescu, D., Cardoş, T., Săvescu, E., Segneanu, E., 2000, Consideraţii cu privire la oportunitatea dezinfectării apelor epurate mecano-bilogic, Seminar ştiinţific – Tehnologii pentru reţinerea azotului şi fosforului din apele uzate şi necesitatea dezinfectării acestora, U.T.C. Bucureşti.
12. Mirel, I., Boboiescu, I. Z., Damian, C., Bone, S.T., 2011, Tehnologii bioenergetice pentru epurarea avansată a apelor uzate menare provenite de pe vatra centrelor populate. Revista AQUA, An XVII, nr. 1, vol.73
13. Negulescu, M., 1978, Epurarea apelor uzate orăşeneşti, Editura Tehnică, Bucureşti.
14. Negulescu, M., 1978, Canalizări, E.D.P. Bucureşti.
15. Ognean, T., Vaicum, L.M., 1987, Modelarea proceselor de epurare biologică, Editura Academiei, Bucureşti.

16. Robescu, D., Lnayi, S., Constantinescu, I., Robescu Dana, Verstory, A., 2001, Wastewater treatment. Technologies, Instalations and Equipment. Editura Tehnică, Bucureşti.
17. Renner, M., Kauch, E.P., Schlachter, M., 2001, Siedlungswasserbau 2 – Abwasser und Abfalltechnik, Manz Verlag Schulbuch, Wien.
18. Staniloiu, C., 2006, Epurarea apelpr uzate in statii de mica capacitate. Teza de doctorat. Universitatea "Politehnica Timisoara.
19. Trofin, P., 1972, Alimentari cu apa. EDP Bucuresti.
20. Vaicum, M., 1981, Epurarea apelor uzate cu nămol activ. Ed. Academiei,Bucureşti.
21. *** Water treatment handbook,1991, vol.1,2. Degremont.
22. *** Directiva Consiliuluui Europei 91/271/CEE, modificata de Directiva 98/15/CEE, transpusa in Romania prin HG 188/2002 si prin HG 352/2005.
23. *** ATV – DVWK – A 131/1991. Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen ab 5000 Einwohnerwerten.
24. ***ATV – DVWK – A 131/200. Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen.
25. *** Handbuch „Biologische und weiter gehende Abwasserreinigung", 1997, 4. Anlage, Verlag Ernst & Sohn, Berlin.
26. *** Legea apelor nr. 107/1996, completată şi modificată cu Legea 310/2004.
27. *** Ordin MAPM 1146/2002 Normativ privind obiectivele de referinţă pentru clasificarea clasificării apelor de suprafaţă.
28. *** Legea 265/2005 privind protecţia mediului înconjurător.
29. *** NTPA 001/2005, Normativ privind stabilirea limitelor de încărcare cu poluenţi a apelor uzte evacuate în resursele de apă.
30. *** NTPA002/2005, Normativ privind evacuarea apelor uzate în reţelele de canalizare a localităţilor
31. *** 011/2005, Norme tehnice privind colectarea, evacuarea şi epurarea apelor uzate orăşeneşti.
32. *** P28 - 84, Normativ pentru proiectarea tehnologică a staţiilor de epurare a apelor uzate orăşeneşti, treptele de epurare mecanică şi biologică şi linia de prelucrare şi valorificare a nămolurilor. ISLGC, 1984.
33. *** STAS 4700/1988, Ape de suprafaţă – Categorii şi condiţii tehnice de calitate funcţie de categoria emisarului.
34. *** C - 424/1999, Studiu de soluţie pt. staţia de epurare Piteşti. Contract UP Timişoara.
35. *** C - 670/2001, Studiu de soluţie pentru extinderea şi epurarea avansată a apelor uzate de la staţia de epurare Braşov. Contract cu UPTimişoara.
36. *** GP - 106/2004, Ghid de proiectare, execuţie şi exploatare a lurcărilor de alimentare cu apă şi canalizare în mediul rural.
37. *** Legea 8/1974 – Legea apelor.
38. *** Legea 9/1978 privind Protecţia mediului înconjurător.

Urban wastewater disinfection with chlorine dioxide

Belluati M.[1], Balacco V.[1]
[1]CAFFARO BRESCIA S.p.A, Via F.Nullo 8, 25126 Brescia (IT)

Abstract
Disinfection of wastewater is important in preventing the spread in aquatic environments of pathogenic micro-organisms. Although the sewage treatment processes can reduce both the pathogens content of raw sewage and the bacterial nutrients needed for continuous pathogens existence, the resulting effluent still contains some of the micro-organisms originally present. Unless protective measures are taken, the remaining micro-organisms in the effluent constitute a potential hazard to man and ecosystem. In the last years chlorine dioxide has received increasing attention as a wastewater disinfectant alternative to chlorine. Chlorine dioxide is a powerful bactericide over a broad pH range, is more effective than chlorine in inactivating viruses, and does not react with ammonia to form chloramines or with organic material to form toxic chlorinated compounds. Besides new chlorite-based safe technologies for producing purer chlorine dioxide have been developed and can contribute to the respect of the imposed limits and of the environment.
This paper will also compare ClO2 versus alternative wastewater disinfection technologies based on the safety, vulnerability and the production of disinfection by-products, while considering the effectiveness, reliability and cost of each technology. Increasing public attention and tighter regulation on DBPs, along with the safety concerns associated to the existing chlorination systems, require a more comprehensive evaluation of wastewater disinfection systems when designing a new facility or upgrading an existing plant.

Keywords
Wastewater, disinfection, environment, chlorine dioxide, ozone, hypochlorite, PAA

INTRODUCTION

Wastewater can be regarded as an additional water resource and its reuse for different purposes can lead to a great saving of clean water supplies. One of the primary public health considerations in the sanitary treatment of municipal wastewater is the prevention of diseases which are caused by pathogenic micro-organisms or by toxic substances. Although the sewage treatment processes can reduce both the pathogen content of raw sewage and the bacterial nutrients needed for continuous pathogens existence, even when the treatment processes are under optimal operating conditions, the resulting effluent still contains some of the micro-organisms originally present in the raw sewage. Unless protective measures are taken, the micro-organisms remaining in the treated effluent constitute a potential health hazard to man and ecosystem. Disinfection of wastewater has long been practised to reduce the microbiological contamination to different levels according to the discharge point or the reuse of the treated effluent. Chlorine has been historically the favourite disinfectant by virtue of its bactericidal effectiveness, low cost and relatively long-lived residual. However chlorination has been found to result in the formation of trihalomethanes and other chlorinated organic compounds undesirable from the viewpoint of public health and water pollution control in general. Thus there is a need to find a substitute for chlorine, a substitute effective as bactericide under the conditions encountered in practice, that does not participate in side reactions that yield undesirable by-products and has no residual toxicity to aquatic organisms in receiving waters, safe and ease to be installed in the existing wastewater treatment plants.
Chlorine dioxide ($Cl0_2$)is an attractive alternative to chlorine because it:

- is a powerful disinfectant over a wide range of pH
- does not react with ammonia to form chloramines
- does not react with organic material to form some classes of chlorinated organic compounds hazardous to health (e.g. trihalomethanes)

- does not react with bromides to form bromine and bromates and does not promote the formation of brominated organic compounds
- oxidises iron and manganese
- does not "attack" fatty acids and does not produce haloacetic acids, at the concentrations normally used in wastewater treatment.

Here are presented some results on ClO2 wastewater disinfection in comparison with other disinfectants. (ref.1 and 2)

EXPERIMENTAL PART

A) CHLORINE DIOXIDE AND SODIUM HYPOCHLORITE IN URBAN WASTEWATER DISINFECTION

The municipal plant (about 220,000 equivalent inhabitants corresponding to a maximum load of 26,400 Kg COD/day) uses a conventional sewage-treatment system based on screening, aeration in grit chamber and biological oxidation through activated sludge, secondary clarification, and chlorination. (Table 1)

Table 1. Physico-chemical, chemical and microbiological characteristics of the sewage before the disinfection

Parameter		**Min**	**Max**	**Data No.**	*Mean*	*Standard error*
Temperature	°C	13.9	20.8	36	17.3	0.4
pH		6.88	7.43	36	7.15	0.02
Electrical conductivity	mS/cm	0.61	1.88	36	1.16	0.07
Dissolved oxygen	%	3	77	36	54	4
Turbidity	NTU	2	54	36	12	2
TSS	mg/l	3	56	34	14	2
TOC	mg/l C	5.5	18.5	32	9.6	0.6
COD	mg/L O_2	7	126	32	30	5
AOX	µg/l Cl	21	47	30	29	1
NH_4^+	mg/l	3.7	17.9	36	10.6	0.7
NO_2^-	mg/l N	0.02	0.49	36	0.28	0.02
Br^-	mg/l	0.04	1.02	18	0.57	0.09
Total coliforms	Log (CFU/100 ml)	3.1	6.7	36	5.3	0.2
Fecal coliforms	Log (CFU/100 ml)	3.1	6.3	36	4.9	0.2
Fecal streptococci	Log (CFU/100 ml)	3.1	5.5	36	4.2	0.1
Escherichia coli	Log (CFU/100 ml)	2.7	6.1	36	4.7	0.2

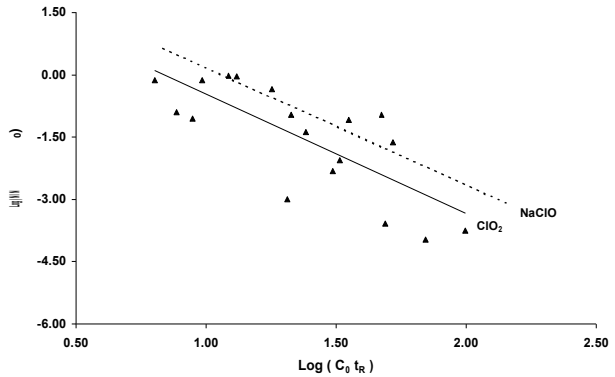
The two different disinfectants, sodium hypochlorite and chlorine dioxide, were tested sequentially as experimental conditions varied. Chlorine dioxide was produced on site with a small generator (maximum capacity: 45 g/h) by mixing NaClO2 6-8% and HCl 10%. Diluted solutions (1.3 - 11.5 g/l) of sodium hypochlorite were prepared freshly and introduced in the sewage flow at the entrance of the premixing chamber by a metering pump. In this research were studied the effect of disinfectant concentrations (0.5, 0.9, 1.7, and 3.6 mg/l on average) and reaction times (14, 23 and 37

min on average) on microorganism reduction and sewage chemical characteristics. Aliquots of the sewage were collected in glass bottles at the inlet and outlet of the pilot plant, stored at approximately 4°C and analyzed in the laboratory. Sampling operations were repeated three times at each experimental condition to determine the reproducibility of the results. About 0.50 g of sodium sulfite were introduced in every bottle containing the disinfected wastewater to reduce the residues of the oxidizing agents. Some aliquots were also acidified with 1 ml of sulfuric acid 4.5 N per 250 ml of water. Total organic carbon (TOC), chemical oxygen demand (COD), adsorbable organic halogens (AOX) and ammonia were determined in the acidified samples, while other parameters were dosed in the remaining samples. All these determinations were carried out as indicated in literature (Standard Methods APHA, 4500-Cl G, 1998). For microbiological analyses three replicated samples were collected at the inlet and at the exit of the pilot plant in 500-ml polypropylene sterile bottles containing 1 ml of sodium thiosulfate 100 g/l (to reduce any disinfectant residue) and analyzed within 24 hours. The determination of the microbiological parameters examined in this research was carried out on three dilutions of each replicated sample according to Italian IRSA CNR methods. The results of microbiological analyses carried out on sewage before and after the two disinfection treatments were correlated to the products of the biocide initial concentration (C0) and the contact time (tR) as suggested by Collivignarelli et al. (Collivignarelli et. al., 1998). The disinfectant actions of the two reagents against three microbiological parameters (fecal coliforms, fecal streptococci, Escherichia coli) are not significantly different each other. On the contrary, the bactericide activity of the chlorine dioxide against total coliforms seems slightly greater than the corresponding hypochlorite action in all C0·tR range studied (Fig 1a,b,c,d). The regression coefficients were used to calculate the minimum concentrations of NaClO or ClO2 (Table 2) necessary to reduce the level of each microbial indicator below the limits specified in the Italian normative in force (Legislative Decree 152/99). The limit values for N/N0 were calculated by dividing Italian legal limits for fecal indicators (Nlaw) by the corresponding average concentrations (geometric means of N0 values) in the examined sewage.

Table 2. Minimum initial concentration of disinfectant necessary to reduce the microbial parameters at the levels established by Italian normative. (Co mg/l, Tr in min)

Table 4. Minimum initial concentration of disinfectant necessary to reduce the microbial parameters at the levels established by Italian normative. [a]

Parameter	**Disinfectant**	**Log(C_0t_R) $_{min}$**	**$C_{0,\,min}$ at**	
			t_R = 20	**t_R = 30**
Escherichia coli	NaClO	1.2 *(0.2)*	0.7 *(0.4)*	0.5 *(0.2)*
	ClO_2	1.1 *(0.3)*	0.6 *(0.4)*	0.4 *(0.3)*
Law 152/99	NaClO		0.7 *(0.4)*	0.5 *(0.2)*
	ClO_2		0.6 *(0.4)*	0.4 *(0.3)*



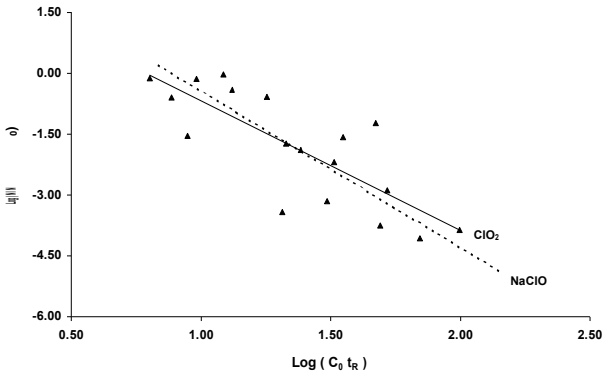
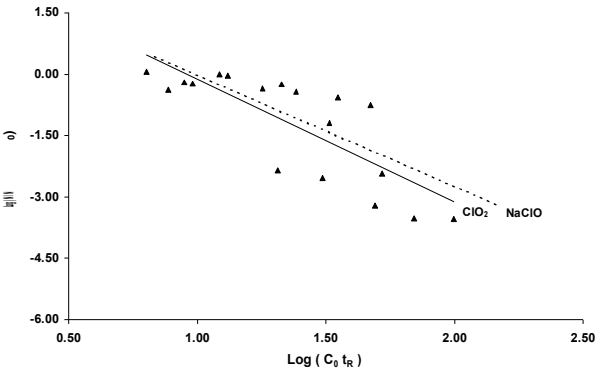


Fig. 1a Reduction of total coliform concentration as a function of the product of biocide initial concentration (in mg/l) and contact time (in min). ▲ chlorine dioxide, ○ sodium hypochlorite (as Cl_2).

Fig. 1b Reduction of faecal coliform concentration as a function of the product of biocide initial concentration (in mg/l) and contact time (in min). ▲ chlorine dioxide, ○ sodium hypochlorite (as Cl_2).



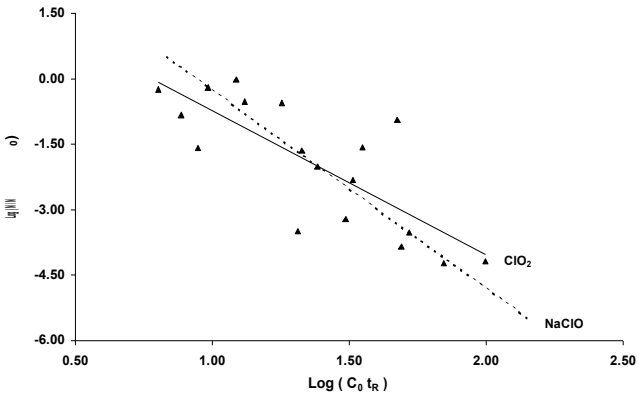


Fig. 1c Reduction of faecal streptococci concentration as a function of the product of biocide initial concentration (in mg/l) and contact time (in min). ▲ chlorine dioxide, ○ sodium hypochlorite (as Cl_2).

Fig. 1d Reduction of E.coli concentration as a function of the product of biocide initial concentration (in mg/l) and contact time (in min). ▲ chlorine dioxide, ○ sodium hypochlorite (as Cl_2).

The persistence of the two biocides at the exit of the pilot plant was studied as a function of their initial concentrations and contact times. No chlorine dioxide residue was found in the disinfected sewage after the contact times investigated. This finding is consistent with the sewage ClO2 demand (mean: 6.9 mg/l; standard error: 0.7 mg/l) that was always greater than the initial concentration of the biocide introduced. On the contrary, the concentration of total chlorine in sewage disinfected with NaClO was always detectable even though it resulted less than the corresponding values associated to chlorine no-demand. In any case total residual chlorine detected in wastewater treated with chlorine dioxide (Figure 13) was considerably less than the

corresponding level found at the exit of the pilot plant during NaClO tests (line slopes: 0.201 and 0.85, respectively; standard errors: 0.007 and 0.02, respectively). (Fig.2)

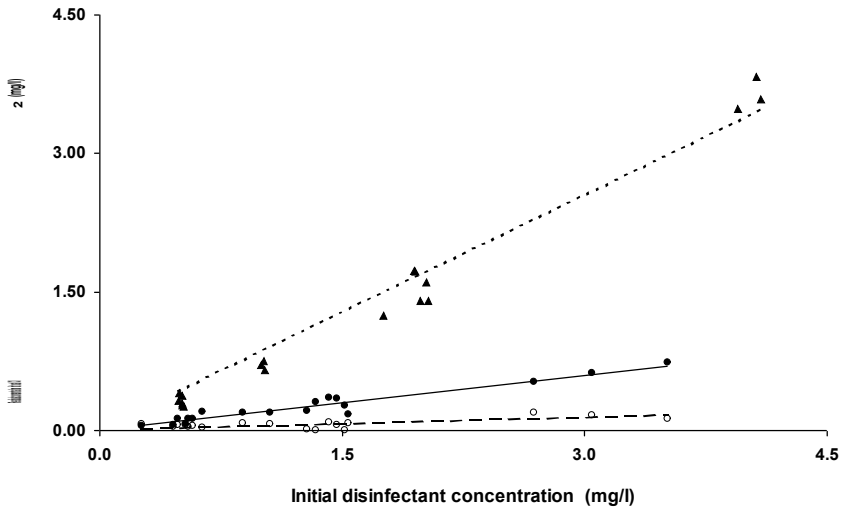


Fig. 2 Total residual chlorine in the disinfected sewage as a function of the initial disinfectant concentration. ▲ total concentration determined at the exit of the pilot plant in the sewage treated with NaClO, ● total concentration determined at the exit of the pilot plant in the sewage treated with ClO_2, ○ fraction introduced by the generator in the sewage treated with ClO_2.

Figure 3 shows the residual concentrations of chlorite and total chlorine in sewage treated with chlorine dioxide and the corresponding contribution from the ClO2 generator as disinfectant dosages increased in the sewage. Figure 2 also depicts the total residual chlorine trend obtained in sodium hypochlorite disinfection tests. The analysis of Figure 2 suggests that about 74% of the initial ClO2 concentration in the sewage was reduced to chlorite (line slope: 0.74; standard error: 0.05) while the fraction introduced by the generator was negligible.

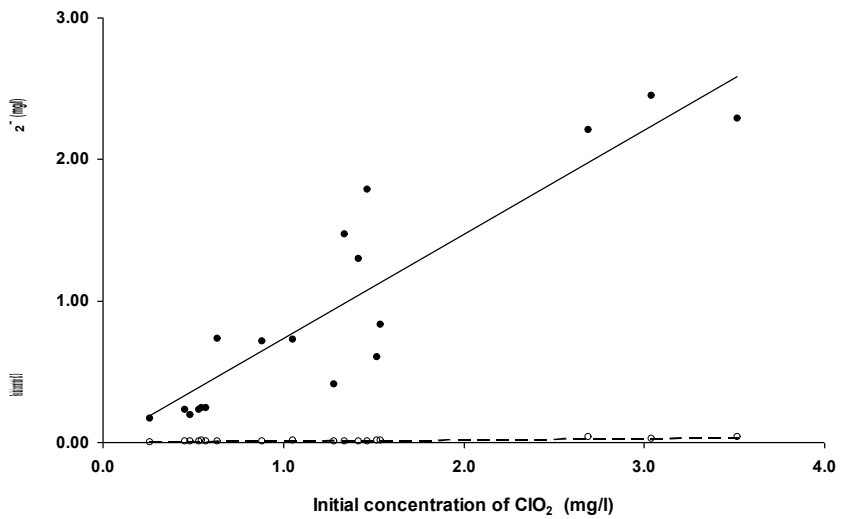


Fig. 3 Residual chlorite in the sewage disinfected with chlorine dioxide as a function of the initial disinfectant concentration. ● total concentration determined at the exit of the pilot plant, ○ fraction introduced by the generator.

AOX concentration in the sewage before and after the disinfection treatment was determined as the biocide dosage and the contact time. Increments of AOX level in the disinfected wastewater were

calculated by subtracting the initial concentration detected at the entrance from the corresponding concentrations measured at the exit of the contact basin. The experimental values were diagrammed as a function of the initial concentrations of the two disinfectants (Figure 4). A progressive increment of the AOX content was found when increasing quantities of each disinfectant were added. The halogenating action produced by NaClO was remarkably greater than the corresponding action shown by ClO2. In both cases, the increment of AOX resulted correlated to the organic content in the sewage (Figure 5).

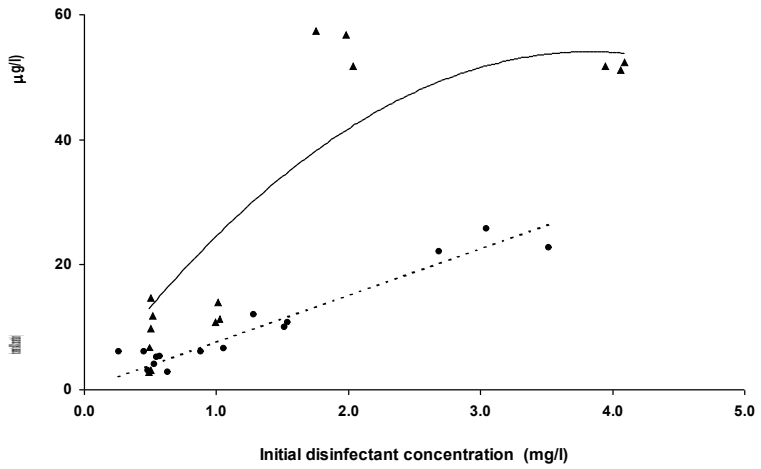


Fig. 4 Increment of AOX concentration due to sewage disinfection as a function of the initial concentration of the disinfectant. ▲ NaClO, ● ClO_2.

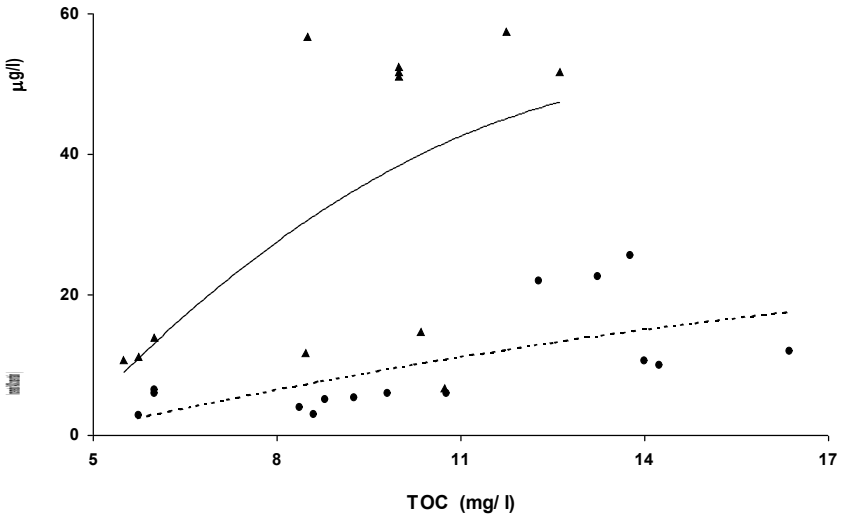


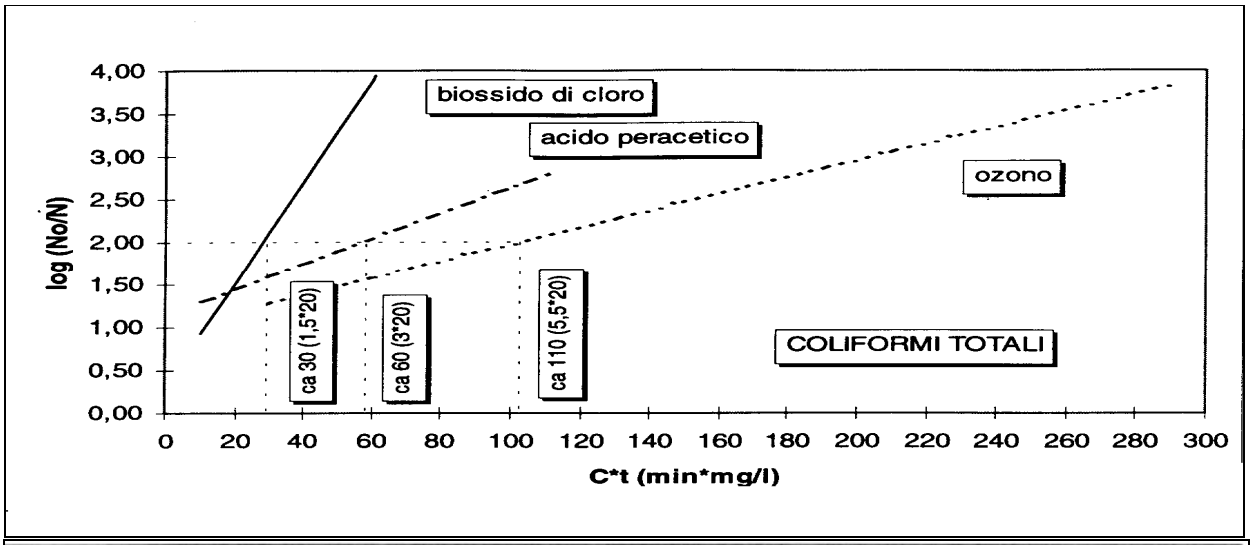
Fig. 5 Increment of AOX concentration due to sewage disinfection as a function of sewage TOC. ▲ NaClO, ● ClO_2.

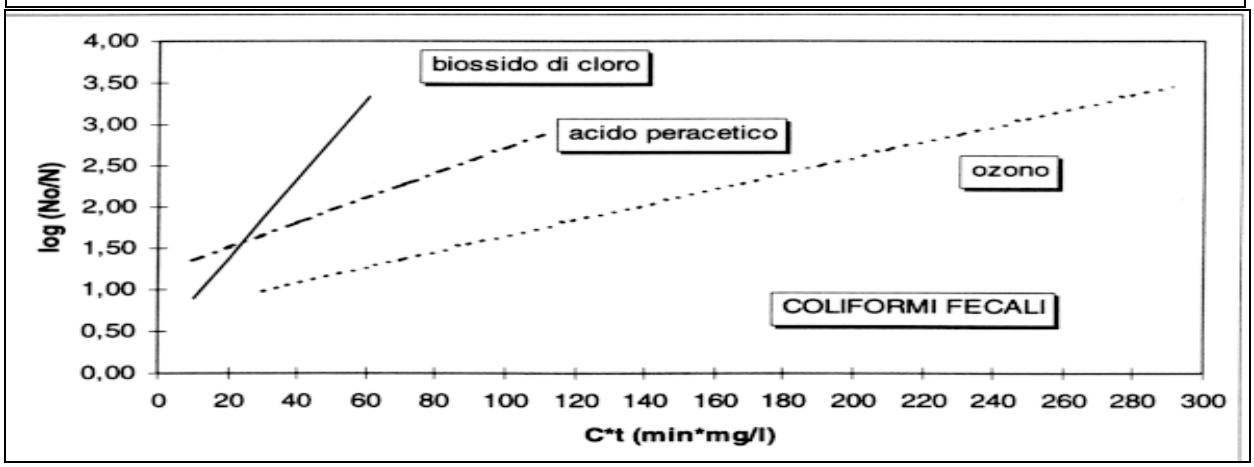
B) COMPARISON BETWEEN $CL0_2$ AND OTHER DISINFECTANTS (PAA AND O3) IN THE DISINFECTION OF MUNICIPAL WASTEWATER.

A test was carried out in order to evaluate the effectiveness and the technology of some disinfection processes (Cl02, peracetic acid, ozone) by means of pilot plants fed with the same effluent in exit from the final sedimentation basins. From the analysis of the data obtained in different periods of the year- winter and summer- to take into consideration the variations due to environmental and climatic factors, the operating conditions have been determined for both the periods (the winter values are in brackets) to obtain a reduction of the microbiological contamination that permits the respect of the Italian limits (about 1.5 log of inactivation) and those required to have a 2 log inactivation. (tab.3 and figures 6).

Table 3. C*t values to respect the limits of the Italian Law 319/76

	C (mg/L)	t (minutes)	C * t (min* mg/L)	inactivation (log unit)
Peracetic acid	1	20(15)	20 (15)	≈ 1.5
Chlorine dioxide	1.5 (1.2)	13	19 (16)	≈ 1.4
ozone	3 (2.5)	20	60 (50)	≈ 1.5





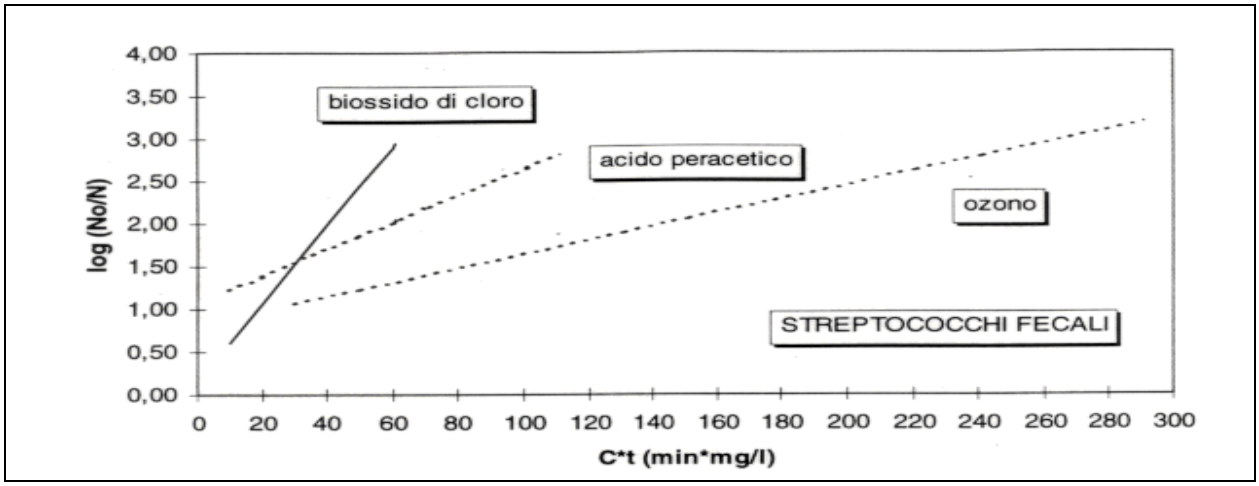


Fig.6 Effectiveness of $Cl0_2$, O_3 and peracetic acid evaluated for total and faecal coliforms and faecal streptococci.

On the basis of the experimental data reported in Fig.6, it was possible to identify the dosage to have a 2 log inactivation. (table 4)

Table 4. C*t values to obtain 2 log inactivation

	C (mg/L)	t (minutes)	C * t (min* mg/L)
Peracetic acid	2.5-3	20	50-60
Chlorine dioxide	1.5-2 (1.5)	20	30-40
ozone	5.5-9	20	150-180

Chlorine dioxide and peracetic acid are effective with C*t values lower than ozone by virtue of their higher solubility in water and selectivity. The more accentuated slope of the interpolation line of the experimental data obtained with Cl02 compared with ozone and peracetic acid means that a very small increase in its C*t value allows a remarkable improvement in the disinfection yield. The Ames test has shown that all the disinfectant treatments seem to produce a light level of mutagenic activity, higher for chlorine dioxide and ozone. In all the cases has been observed the presence of direct mutagens because the addition of S9 always permits a decrease in the mutagenicity.

Table 7. Mutagenicity expressed as mutagenicity ratio in winter period of municipal wastewater treated with 1.2 mg/L ClO_2

Sample	L / plate	TA98-S9	TA98+S9	TA100-S9
Untreated water	0.25	1.4	-	1
	0.5	0.9	0.6	tox
	1	tox	1.3	tox
	1.5	tox	1.1	tox
Treated water	0.25	2	-	1.3
	0.5	2.5	1.5	1.4
	1	0.9	1.6	1.4
	1.5	tox	1.8	tox

The toxicity test on fishes (Oncorhynchus mykiss), performed in conformity with the IRSA/CNR method according to which at least 50% of the fishes must survive after 24 hours at a temperature of 15°C in aerated conditions in the effluent diluted 1:1 with standard water, gave the results reported in the table 5.

Table 5. Toxicity test on fishes (IRSA/CNR method)

	Raw effluent	Peracetic acid 1 mg/L	$Cl0_2$ 1.5 mg/L	0_3 3 mg/L
Survival %	90	65	80	100

CONCLUSIONS

The results here presented indicate that chlorine dioxide can be really a valid alternative disinfectant for wastewater treatment, able to meet the requirements of more stringent legislation.
In particular:
a) Chlorine dioxide and sodium hypochlorite have similar bactericide power against the four organisms (total coliforms, fecal coliforms, fecal streptococci, Escherichia coli). However, if the comparison is made taking into account the different equivalent weight of the two disinfectants, it is evident that the first biocide is more effective than the later. It follows that the initial equivalent concentration of NaClO in the sewage should be about twice as big as the ClO2 equivalent concentration to obtain the same microbial removal.
b) As regards inorganic by-products and residues, the minimum initial concentration of sodium hypochlorite necessary to meet microbial legal requirements has produced a residual concentration of total chlorine greater than 0.2 mg/l, which is the current maximum allowable concentration. On the contrary, such a limit has never been exceeded when the corresponding ClO2 concentration was initially present in the sewage. On the other hand, the use of chlorine dioxide as disinfectant has resulted in the introduction of other inorganic chemicals (e.g., chlorite and chlorate) .
c) An increment of the background concentration of halogenated by-products was detected in the effluent disinfected with ClO2. However, the AOX production operated by ClO2 was significantly less than the amount generated by NaClO in the same experimental conditions.
d) In comparison to PAA and ozone, a very small increase in chlorine dioxide C*t value allows a remarkable improvement in the disinfection yield.
e) Chlorine dioxide shows a very low impact on the treated water and on the receiving streams.

REFERENCES

1. Ottaviani, M., Veschetti, E., Belluati, M., Colombino, M., Carbone, A., Borelli, E., Conio, O. (2002). *Chlorine dioxide and sodium hypoclorite in urban wastewater disinfection*. In: 3rd European Symposium on Chlorine Dioxide and disinfection. Madrid, (Spagna), October 2002.
2. Collivignarelli, C.; Bertanza, G.; Baldi, M.; Bettinsoli, G.; Ferretti, D.; Gatti, A.; Monarca, S. and Pedrazzani, R. (1998) Disinfection treatment comparison: experimental results. In: *Wastewater disinfection. 4th workshop on environmental-sanitary engineering* (Confronto tra trattamenti di disinfezione: risultati sperimentali. In: *La disinfezione delle acque reflue. 4a giornata di studio di Ingegneria Sanitaria-Ambientale*). Brescia, **VII**, 1-42.
3. American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation (1998) 4500-Cl G, 4-63 *Standard Method for the Examination of Water and Wastewater* 20th Ed., Washington DC, USA.
4. Chow, B.M. and Roberts, P.V. (1981) Halogenated byproduct formation by ClO2 and Cl2. *J. Environ.Engineering Division* **107**, 609-618.
5.Roberts P.V., Aieta E.M., Berg J.D.,Chow B.M.: Chlorine dioxide for wastewater disinfection: A feasibility evaluation; Doc.EPA-600/2-81-092, 1981
6. Taliento R., Belluati M., Monarca S., Feretti D., Zanardini A.: Esperienza di disinfezione di acque provenienti da trattamenti di depurazione; Atti del 22° Convegno Nazionale Ambiente e Risorse, Bressanone 1994
7. Fletcher I., Hemmings P.: Determination of chlorine dioxide in potable water using chlorophenol red; Analyst 110, 695, 1985

Intermittent Cycle Extended Aeration System Vs. Sequential Batch Reactor

Dumitrescu D. *, Orlescu S. *, Minescu A. *
* DANEX CONSULT SRL, Bucharest, ROMANIA
(E-mail: dan.dumitrescu@danex.ro, stelian.orlescu@danex.ro, anca.minescu@danex.ro)

Abstract
ICEAS™ wastewater treatment technology is a technology developed by Xylem Inc.
The wastewater treatment system has the improved advantages of the classical SBR system but also allows high flexibility in operation and adaptability to flows and pollutants variation.
The effluent complies with high quality standards.

Keywords
ICEAS™, microbiology, sequential process

DESCRIEREA SISTEMULUI SBR

Procesele biochimice din bazinele cu funcţionare secvenţială (SBR) simuleaza fenomenele din bazinele cu nămol activat; avantajele sunt date de reducerea volumelor construite prin comasarea fazelor anaerobe, anoxice, aerobe şi sedimentare.
Dacă în bazinele cu nămol activat procesele de aerare şi decantare au loc în acelaşi timp, în bazinele cu funcţionare secvenţială acestea au loc secvenţial.
Procesul care se desfăşoară într-un bazin cu funcţionare secvenţială este alcătuit din 5 etape (fig. 1):

I. Umplere
- obiectiv: adăugare de substrat (apă uzată sau apă uzată decantată primar);
- se realizează ridicarea nivelului apei în bazin de la 25% din capacitate (la sfârşitul etapei de stand-by) la 100%;
- durata etapei este circa 25% din durata unui ciclu;

II. Reacţie (aerarea apei)
- obiectiv: completarea reacţiilor biochimice care au fost iniţiate în timpul etapei de umplere;
- durata etapei este ≈ 35% din durata unui ciclu;

III. Decantare:
- obiectiv: separarea solidelor din apă, pentru limpezirea acesteia;
- durata etapei este ≈ 20% din durata unui ciclu;

IV. Evacuare apă limpezită
- obiectiv: evacuarea apei limpezite din bazin;
- durata etapei de evacuare poate fi cuprinsă între 5...30% din durata unui ciclu (0,25h ÷ 2,0h), cu o valoare uzuală de 0,75h;

V. Evacuare nămol (stand-by)
- obiectiv: permite celei de-a doua unităţi să realizeze etapa de umplere;
- evacuarea nămolului în exces se realizează la sfârşitul fiecărui ciclu;
- durata etapei de evacuare este ≈ 5% din durata unui ciclu;

Procesul de epurare biologică din bazinele cu funcţiune secvenţială nu necesită recircularea nămolului.

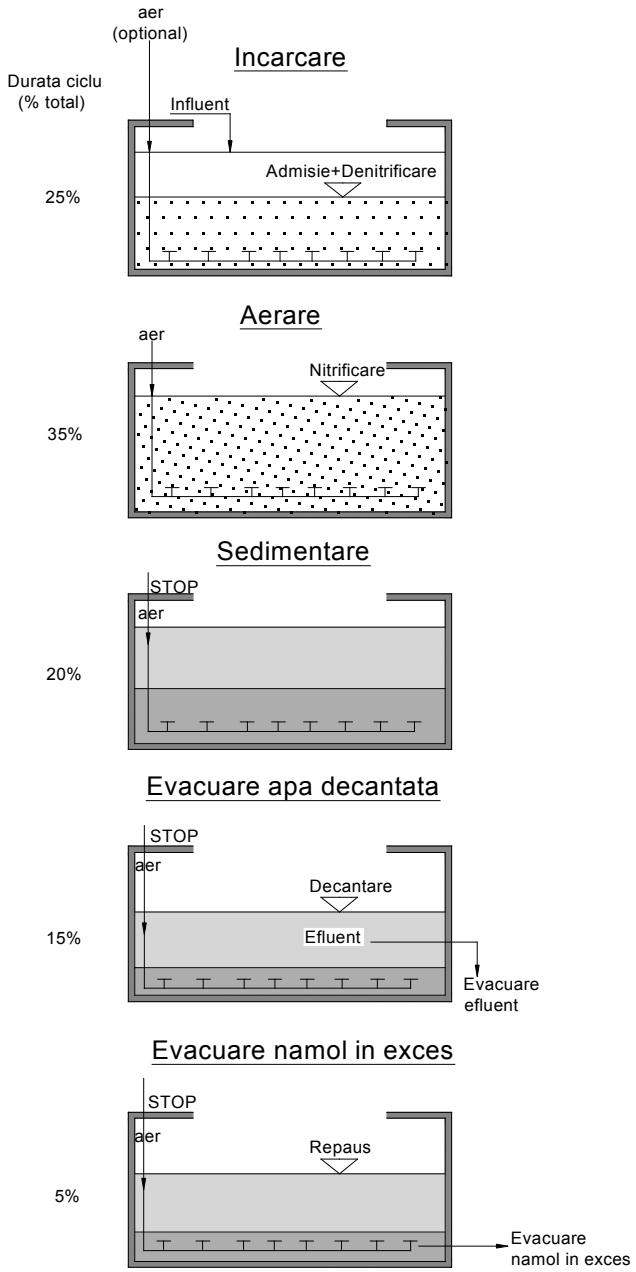


Fig.1 SBR – schema clasica.

DESCRIEREA SISTEMULUI ICEAS^{TM}

Procesul ICEAS^{TM} (**I**ntermittent **C**ycle **E**xtended **A**eration **S**ystem) este o tehnologie imbunatatita a sistemului SBR(**S**equencing **B**atch **R**eactor) ce permite ca întregul proces să aibă loc într-un singur bazin, asigurand alimentarea continuă inclusiv în timpul fazelor de sedimentare şi evacuare ale ciclului. Acest proces este un sistem complet automatizat, care raspunde la variatiile de debit si încărcări, este uşor de extins şi produce un efluent de calitate superioară. Procesul ICEAS^{TM} necesită o suprafată mai mica de teren şi mai putin echipament, deci se reduc costurile de investitii si exploatare producând în acelaşi timp un efluent de calitate mai bună în comparatie cu sistemele conventionale utilizate la epurarea apelor uzate din mediul urban şi industrial.

În cadrul acestui sistem compact, egalizarea fluxului, oxidarea biologică, decantarea secundară şi eliminarea nutrientilor biologici au loc în acelaşi bazin, reducând sensibil costurile investitiei. Regimul normal de lucru asigură nitrificarea/denitrificarea fără a fi nevoie de reactivi şi echipament suplimentar.
ICEAS^{TM} este o tehnologie imbunatatita a reactoarelor cu functionare secventială. Fiecare ciclu cuprinde trei etape de bază (fig. nr.2), periodice:

1. Etapa de aerare;
2. Etapa de sedimentare;
3. Etapa de evacuare efluent.

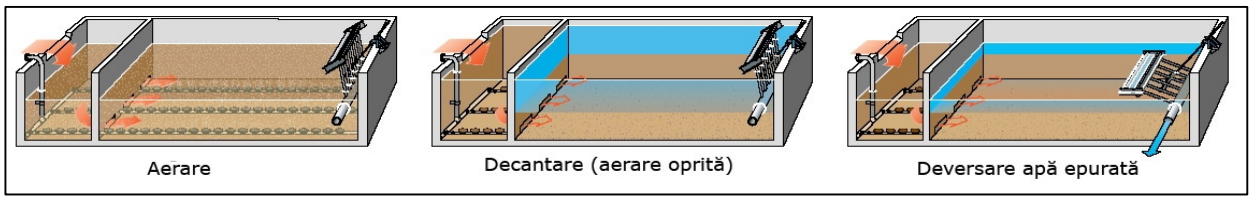


Fig. 2 Etapele procesului ICEAS^{TM}.

Desfaşurarea procesului este sincronizată automat cu ajutorul unui automat programabil.
Reactorul este alimentat continuu cu ape uzate brute, indiferent de procesul periodic care se desfaşoară în momentul respectiv–aerare, sedimentare sau decantare. Influentul este admis continuu în compartimentul de pre-reactie, unde 70% - 80% din CBO_5 solubil este absorbit de biomasă. Acest compartiment actionează ca un selector organic, mărind eficienta sistemului şi prevenind dezvoltarea microorganismelor filamentoase.
Utilizarea unui perete deflector pe sub care se desfăşoară curgerea permite admisia continuă şi simultană a influentului în toate unitătile ICEAS^{TM}, indiferent de etapa de epurare, ceea ce elimină necesitatea utilizării unor conducte de distributie a influentului, supape de control automat precum şi cabluri de comanda, inclusiv riscul de tulburare a procesului în caz de defectiune. Influentul poate curge gravitational, printr-un canal prevăzut cu praguri simple de deversare, în bazine.
Admisia continuă a influentului, măreste capacitatea procesului de epurare de a face fata încărcărilor şoc, deoarece debitele de vârf sunt distribuite simultan în toate bazinele, nefiind concentrate doar într-unul singur, ca la sistemul de umplere în serie.
Peretele de pre-reactie permite scoaterea din lucru a unui bazin, din motive de întretinere, debite scăzute ale apelor sau încarcări scăzute. Vanele aflate în distribuitorul de la admisia influentului permit oprirea unui bazin fără a întrerupe procesul continuu de admisie a influentului în bazinul (bazinele) care continuă să lucreze.
Compartimentul de pre-reactie formează o zonă de selectie biologică. Materiile organice brute intră în contact cu nămolul activat înainte de a patrunde în compartimentul principal de reactie. Acest contact accelereaza procesul biologic de epurare.
Admisia continuă a influentului pe parcursul fazelor de sedimentare şi decantare furnizează nutrienti organici şi o sursa de carbon pentru biomasa din zona anoxică favorizând procesul de denitrificare. Sistemul ICEAS^{TM} poate satisface cu uşurintă şi chiar depaşi cerintele pentru efluent de 10/10 mg/l pentru CBO_5/SS şi 2 mg N-NH_4/l .
Apa uzată influentă partial epurată va trece apoi pe sub deflectorul de pre-reactie în compartimentul principal de reactie. Peretele deflectorului (fig. nr.3)împiedică producerea unor scurt - circuitări pe perioada fazei de decantare.

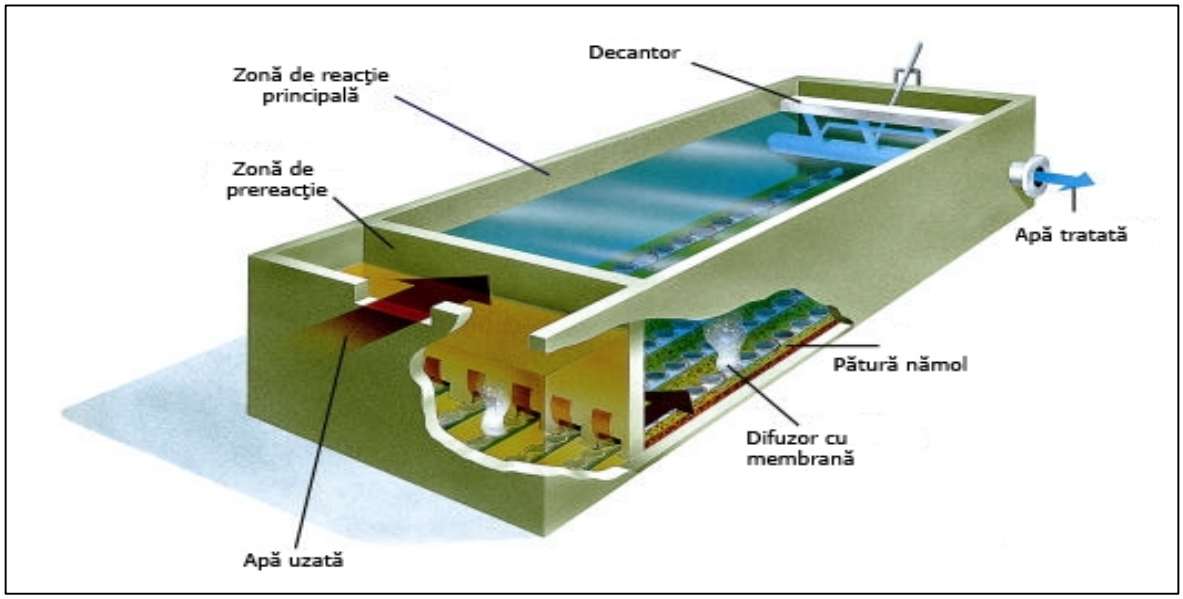


Fig. 3 Reactorul ICEAS^{TM}

Evacuarea nămolului în exces se face ciclic (proces controlat de un automat programabil şi un releu de timp). Evacuarea se realizează prin intermediul unei pompe submersibile montate pe radierul fiecărui bazin. Pompele de nămol în exces montate în fiecare bazin, trimit nămolul in bazinul de stocare nămol printr-o conductă PEID, fără a fi nevoie de conducte de recirculare a nămolului activat; fiecare bazin este echipat cu 2 mixere submersibile pentru denitrificare.
Ciclurile modulului biologic se bazează pe timp, mai mult decât pe nivel. Operatorul poate modifica sistemul de comandă foarte simplu, introducând sincronizarile evenimentelor din timpul procesului prin intermediul comenzilor cu afişare pe ecran. Procesele cu comenzi bazate pe nivel adesea necesită revizuiri mai complicate ale programului de comandă care să se adapteze la conditiile schimbatoare din cadrul procesului. Debitul aerului se reglează la fel de uşor cu ajutorul contoarelor de timp ale suflantelor de la comenzile PLC pentru nivele optime ale oxigenului dizolvat, din bazin
Fiecare bazin este echipat cu un senzor de oxigen dizolvat care în orice moment indică valoarea oxigenului dizolvat din apa uzată şi care totodata porneşte şi opreşte suflantele în functie de necesarul de oxigen.
Stările alternante aerobe şi anoxice din timpul perioadelor de aerare şi sedimentare/decantare pentru fiecare ciclu de lucru, favorizeaza nitrificarea şi denitrificarea.
Procesul ICEAS^{TM} nu necesită linii de recirculare ale nămolului activat. Nămolul generat în urma procesului este bine stabilizat, deoarece procesul are loc în regim de aerare extinsă, cu timp mare de retinere a particulelor solide. Biomasa se află în stare anoxică şi anaerobă pe perioada fazelor de sedimentare şi decantare ale fiecărui ciclu de lucru, utilizând apele uzate influente continuu în statie, ca sursă de carbon pentru conversia NO_3. Stabilizarea nămolului din bazine apare ca rezultat al stării repetate aerate/neaerate a nămolului.
Comenzile procesului includ contoare ale pornirilor pompei de nămol care permit operatorului să deverseze nămolul după 0–120 minute, perioadă fara aerare, asigurand concentratiile optime de particule solide în instalatiile de prelucrare a nămolului. Pentru pornirea / oprirea pompelor de nămol în exces şi a mixerelor pentru denitrificare s-au prevazut regulatoare de nivel.
Sistemul de actionare a deversorului SAEAL(**S**istem **A**movibil **E**vacuare **A**pă **D**ecantată) se montează pe pasarela bazinului, nu în bazinul propriu-zis. Aceasta permite accesul si service-ul de pe pasarelă fără acces în bazinul ICEAS^{TM}.

În pozitia de stationare dintr-un sistem cu alimentare gravitational, deversorul oferă protectie contra revărsării în caz de întrerupere a alimentării.
Deversorul este confectionat din otel inoxidabil si este destinat regimului de lucru prelungit, fără întretinere. Constructia solidă a fost testată în multe statii pentru conditii de vreme rece, pentru functionare în conditii dure. Toate etansările si lagărele sunt cufundate în lichid si sunt fabricate din material sintetic pentru o durată de viată cât mai lungă.
Întreg procesul de epurare biologică este condus de un tablou de control şi automatizare echipat cu automat programabil. Procesul ICEAS^{TM} este astfel conceput încat să permită o extindere simplificată, deoarece fiecare bazin formează o unitate modulară de epurare. Ciclul de lucru este destinat functionării fără suprapunerea perioadelor de aerare, folosind două suflante care să alimenteze cele două bazine.

PARAMETRII DE DIMENSIONARE REACTOARE BIOLOGICE SECVENTIALE

In tabelul nr. 1 sunt prezentati parametrii de dimensionare ai sistemelor de epurare secventiale,

Tabel 1. Parametrii de proiectare reactoare biologice[i][ii] .

Nr. crt.	**Parametru proces**	**Sistem de epurare ICEAS^{TM}**	**Sistem de epurare cu namol activat**	**Sistem SBR**
0	1	2	3	4
1	Perioada ciclu	3 – 4 h	-	6 – 12 h
2	Bazin de omogenizare	Nu este necesar	Nu este necesar	Necesar pentru umplere rapida
3	Admisie	Continua	Continua	Discontinua
4	Index volumetric namol (cm^3/g)	100 – 110	150 – 200	120 – 200
5	Incarcarea F/M (kg CBO_5/kg s.u,zi)	0.05 – 0.15	0.2 – 0.5	0.04 – 0.12
6	Varsta namolului (SRT)	16 – 25	10 – 14	10 – 30
7	Concentratie biomasa (kg/m^3)	5.00 – 8.00	1.00 – 3.00	3.00 – 5.00
9	Productie specifica de namol (kg s.u/kg CBO_5 redus)	1.0	1.50	1.10
10	Consum energetic (kWh/kg CBO_5 redus)	0.80	1.60	1.50

COMPARATIE PROCESE SECVENTIALE

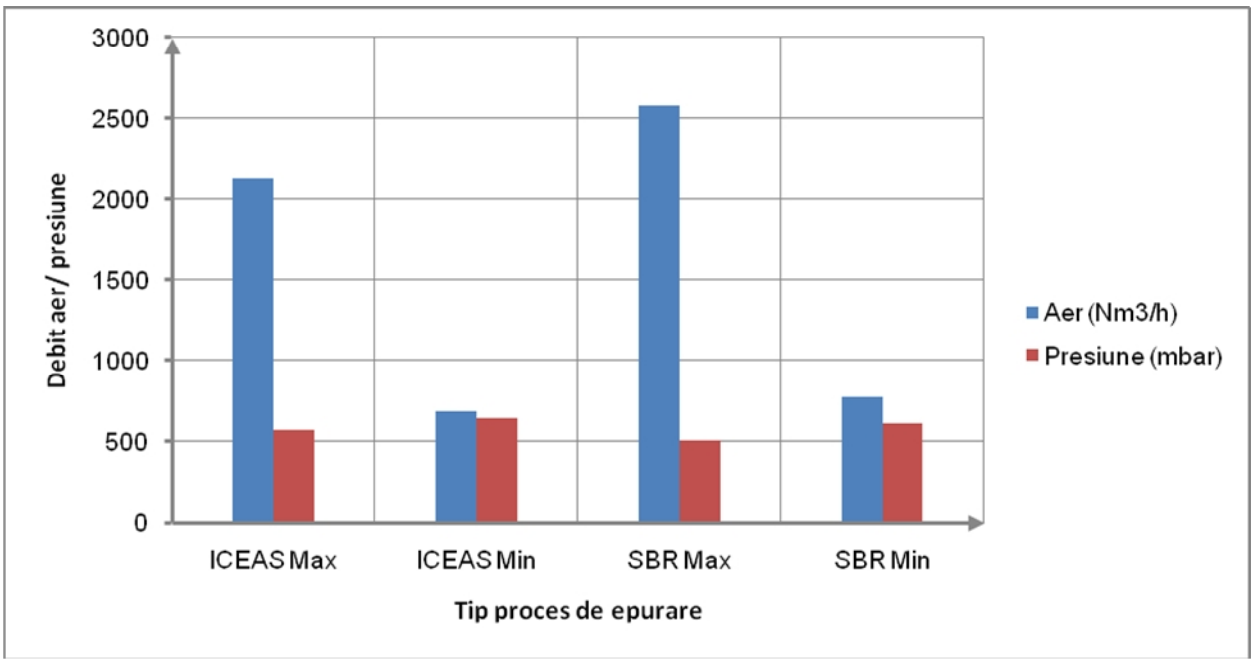


Fig. 4 Consumul de aer necesar in cazul proceselor ICEAS^{TM}/SBR pentru o statie de epurare cu nitrificare-denitrificare de capacitate 2 500 m^3/zi.

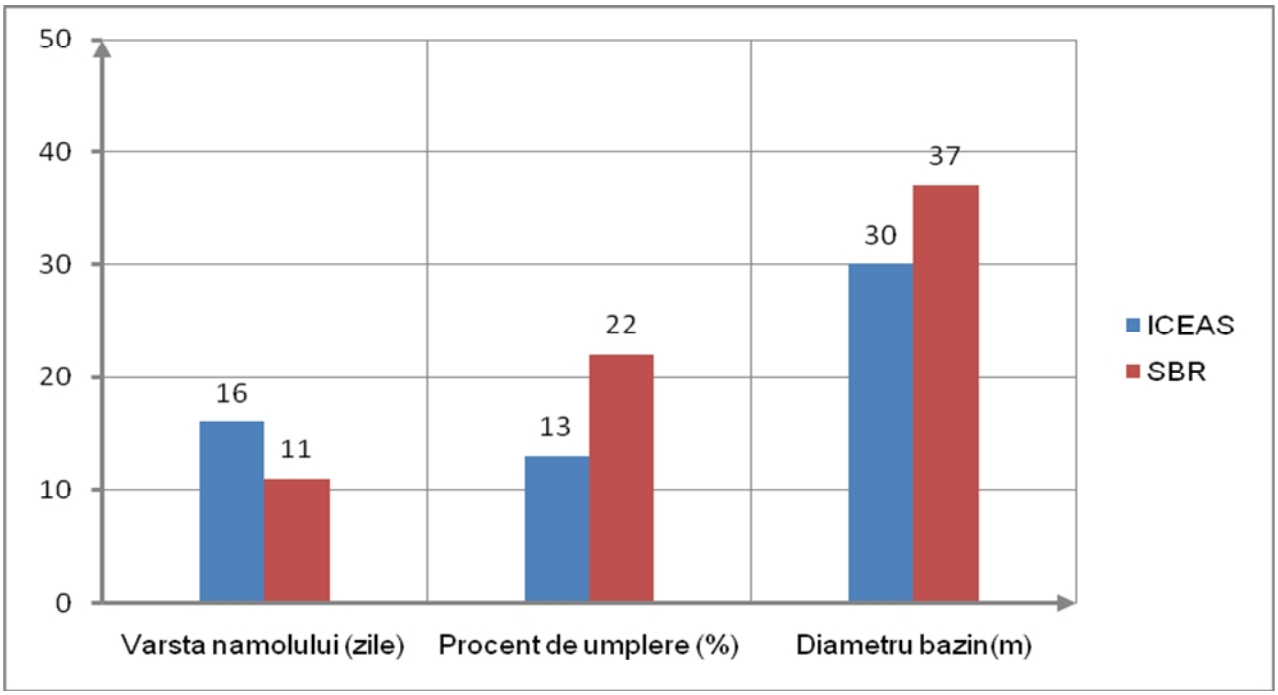


Fig. 5 Parametrii sisteme SBR*/ ICEAS^{TM} pentru o statie de epurare de capacitate 2 500 m^3/zi.
*Sistemele clasice SBR sunt dimensionate conform ATV-DWA-M210.

In figurile 4 si 5 se poate observa in cazul sistemelor tip ICEAS^{TM} o reducere cu 21.3 % a consumului de oxigen maxim necesar proceselor de nitrificare-denitrificare precum si o reducere a diametrului bioreactorului cu 18.4 % fata de sistemele SBR clasice.

CONCLUZII

Sistemele de epurare ICEAS^{TM} sunt competitive cu procesele SBR clasice dar au avantajul reducerii volumelor construite si avantajul flexibilitatii in operare.
In tabelul 2 sunt prezentate avantajele si dezavantajele sistemelor SBR/ ICEAS^{TM}.

Tabel 2. Avantaje si dezavantaje sisteme SBR/ ICEAS^{TM}.

Nr. crt.	Sistem de epurare	Avantaje	Dezavantaje
1	SBR clasic	• egalizare debite, decantare primara, epurare biologica si decantare secundara realizate intr-un singur bazin reactor; • flexibilitate in control si operare; • economii de energie prin reducerea unor echipamente;	• necesitatea unui sistem sofisticat de control si operare , in special pentru capacitati mari; • posibilitatea de evacuare a namolului pe durata fazei de decantare (dependent de tipul sistemului de evacuare apa limpezita); • risc de colmatare a dispozitivelor de aerare pe durata ciclurilor de operare (dependent de sistemul de aerare).(iii)
2	ICEAS^{TM}	• alimentare continua, epurare biologica si decantare secundara realizate intr-un singur bazin reactor; • sistem de control nesofisticat datorita alimentarii continue; • economii de energie prin reducerea echipamentelor; • sistem performant de decantare ce evita evacuarea spumei sau a namolului; • posibilitatea de adaptare la variatii mari ale debitelor si incarcarilor (debit orar maxim de ploaie si un bazin in functiune).	• in cazul capacitatilor mari poate conduce la preturi de investitie ridicate;

REFERINTE

Sistemele ICEAS^{TM} au peste 900 de instalatii in functiune in intreaga lume. Dintre acestea se prezinta in cele ce urmeaza:

1. Holyhead (Anglia): 4 bazine , 30 000 L.E
2. Hanoville (Egipt): 2 bazine, 50 000 L.E
3. Stirling (Scotia) : 4 bazine , 80 000 L.E
4. Doha South (Qatar): 8 bazine, 315 000 L.E.
5. Cardiff (Tara Galilor): 16 bazine, 993 000 L.E.
6. Dublin (Irlanda): 24 bazine, 1 200 000 L.E.

BIBLIOGRAFIE

1. Mackenzie, L.D. (2010). *Water and Wastewater Engineering*, McGraw Hill Professional, 1 Edition.
2. Metcalf & Eddy (2002). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*. 4th Edition, McGraw Hill.
3. Degrèmont (2007). *Water Treatment Handbook*, Volume 1 & 2, 7th Edition.
4. USEPA (1999) *Wastewater Technology Fact Sheet, SBR, EPA 832-F-9-073*
5. Morling S. (2009). SBR Technology – *Use and Potential Application for Cold Wastewater,Doctoral Thesis, TRITA LWR PHD Thesis 1050*, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden.
6. ITT WWW (2009). The ICEAS® - SBR Biological Treatment System. *Brief Notes on the Mako WWTP ICEAS-SBR System*, EEE, Magnus Hallberg
7. ITT WWW (2008). *Proyeto: Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de de Manchay Distrito de Pachamac*, Case Story Competition
8. Metcalf and Eddy (2002) Tchobanoglous G., Burton F., Stensel H.D., *Wastewater Engineering*, McGraw-Hill Education, Europe, United Kingdom
9. Minescu, A. – *" Statii de epurare compacte"*, Teza de doctorat, UTCB, 2011.

Modelling processes of biological treatment. Review

Necşoiu M. C.[1]
[1]Department of Hydraulics, Hydraulical Machinery and Environmental Engineering University POLITEHNICA of Bucharest, 313 Splaiul Independentei, 060042 Bucharest, Romania (mihainecsoiu@yahoo.com)

Abstract:
Biological processes, whether aerobic or anaerobic, are the most complex of modern science. This occurs because the parameters of a different nature: chemical, physical, biological. For modeling these processes are made physical considerations, chemical and biological that appear in the equations that describe the process. Studies have failed to look at the issue of biological reactors in all its complexity. Thus, all kinetic reactions of processing organic materials analyzes the process only the pure organic, without being able to watch all the microorganisms that appears and perform biological degradation. The number of parameters, from involved reactions, the variety of the species of bacteria is very large and complicates the problem very much. Thus a precise description of these complex systems is almost impossible. Therefore we use the modeling of simple processes.
A very important factor in modeling biological processes is determining the composition of wastewater. Because it is impossible to take into consideration all the detectable compounds, they are grouped according to their characteristics. Generally ,in modeling of biological treatment there are three groups: bacteria, organic matter and compounds of nitrogen.
This work presents two models of the biological treatment process of wastewater. The first model is a simplified model of the process, includes an aerobic tank. The second model shown is based on ASM1 (actived Sludge No. 1) developed by the IWA (International Water Association) and includes a process that is carried out in two tanks (one anaerobic and one aerobic). Based on these models can be designed more efficient installations in terms of capacity treated.

Keywords
Wastewater, model, aeration, sludge

INTRODUCTION

The activated sludge model (ASM) applies especially to complex biochemical reactions of various contaminants in wastewater and treatment systems of microbian wastewater.
The activated sludge process is widely used in wastewater treatment plants to reduce the levels of effluents in contaminated wastewater from both sectors municipal and industrial. The process take place generally in two units: an aerated biological reactor, in which bacteria are used to degrade pollutants, and a unit decantation (or sludge), the activated sludge is decanted at the bottom of the unit. Activated sludge, with the mixed liquid is recirculated from the bottom of the sludge in the biological reactor. The mathematical model is an important tool for the scientific research and technological development, the means of treating industrial wastewater. These mathematical models are not only for preparing the experimental data, carried out also advanced calculations and prediction.
In the past, the ASM1 model was investigated by direct integration of the governing equations. This approach is consuming time, the regions parameters of interest (in terms of quality of effluent leaving the plant) can be determined only by laborious and repetitive calculations.
In this paper the simplified model presented is based on ASM1 with activated sludge, the aerobic process COD is separated into easily biodegradable dissolved organic, inert soluble organic, biodegradable organic particles, organic particles slowly biodegradable and inert powders in suspension produced by heterotrophic biological degradation. Simplified model improves the speed, due the smaller number of parameters, with a simulation result similar to a model used by ASM 1.

But it is highly necessary to adjust the model parameters because the industrial wastewater parameters are different.

THE DEVELOPMENT MODEL OF ACTIVATED SLUDGE ASM

There are almost one hundred years since the activated sludge method was successfully developed in 1913 in the UK. Applies in urban waste water treatment widespread because of efficiency of the treatment and an easy management sludge. Has been found several advantages of the activated sludge process. The researchers developed the mathematical model of activated sludge, in order to improve the application of wastewater sludge in the industry. Several models ASM have been developed by IAWQ according to this situation. Then, the activated sludge model made a great progress in the world especially by using the microbial reaction mechanism, through practical application of the model and software development, thus has accumulated valuable experience [1].
Biochemical processes that appears inside the reactor are modeled using model No. 1 of activated sludge (the ASM1), which was developed by Henze et al. [2]. This model is an internationally accepted standard for the modeling of the activated sludge. It describes the request of chemical nitrogen and oxygen in treatment processes with suspended growth, including nitrification and denitrification mechanisms. The model was found to provide a good description of the activated sludge process, on condition that the wastewater were characterized in detail and are household or municipal, but not industrial.
The ASM1 models are composed from thirteen components, five stoichiometric coefficients, fourteen kinetic parameters and eight reactions.
The ASM1 includes eight processes that are fundamental to the activated sludge process. They are: aerobic and anoxic growth of heterotrophic biomass,death of heterotrophic, aerobic growth of autotrophic biomass, decomposition of autotrophic biomass, ammonification of soluble organic nitrogen and hydrolysis of both captive organic particles as captive organic nitrogen.
International Water Association (IWA), provides typical values of ASM parameters for treatment method of activated sludge of the urban wastewater. These typical values are the average results determined from many experiments. However, there are no reference relations for the parameters of industrial wastewater.
Table 1. Lists sequentially all parameters that must be determined.

Symbol	Name
Y_H	The rate of occurrence by heterotrophic bacteria
S_s	Biodegradable organic materials slightly soluble
B_H	The degradation coefficient of heterotrophic bacteria
X_I	Inert particles COD
η_h	The hydrolysis correction factor Hypoxia
ûH	The optimal linear method
K_s	Hanes method
K_h	The maximum rate of hydrolysis
K_X	Half saturation coefficient of organic matter slowly biodegradable

Table 1. List of determined parameters of industrial wastewater

Previous studies have only research just using the direct integration model of the equations governing. Such an approach is consuming time, as regions parameters of interst (in terms of effluent quality leaving the bioreactor) they can be determined only by laborious and repetitive simulations.
Two extensions have been developed by the ASM1 model. The ASM2 model that incorporates the biological assimilation of phosphorus [3]. The ASM3 model provides an alternative for heterotrophic bacteria, it is suitable for operating reactors near starvation conditions, in which the heterotrophic bacteria offers an alternative source of organic material [4]. Van Veldhuizen, et al., has developed a model based on aerobic and anoxic biological mechanisms of removing phosphorus through experiments on them. They have combined the ASM1 model to test the effect of application of their model in wastewater treatment plants. They concluded the influences concentration of the effluent and efficiency (production) of sludge by stoichiometric coeficient, kinetic parameters, influent composition, structure of the hydraulic model and sensitivity of the air flow, fluid mixed (combined) and recycled sludge [5].
Xiaodi Hao, et al., used a coupled ASM 2d model and Delft model for phosphorus removal to study the two processes (BNR) to remove nutrients, UCT and A2N. They estimated the effluent quality, sludge production and oxygen situation in different SRT conditions and temperature, with this application process. Their study shows that these two processes can be evaluated by this coupled model [6].
Zhao Hong, et al., Used ASM 2, SPM (simplified process model) and NN (neural network model) to simulate the kinetics of the nutrients in removal SBR process [7]. The results show that the ASM 2 model was the most suitable to simulate this process. However, a coupled model NN and SPM can provide a good prediction in different process conditions. As a potential model, is suitable for online prediction and process control of the activated sludge system.
Koch G, et al., applies the ASM 3 model in the installation of the urban wastewater treatment in Switzerland. They obtained a series of kinetic parameters and stoichiometric coefficients from their experience to adjust The ASM3 model [8]. They have shown that the simulation of sludge production and denitrification using the adjusted ASM3 model was better. But it could not accurately predict the rate of phosphorus, removal because of the low rate of phosphorus removal and complex process of the system.
Andreottola. G, et al., proposed a modification of the ASM1 model by separating the stage of the nitration reaction in two stages of reaction, nitrosation and nitration. Then they optimized the modified model using the method of the smallest square. This modified model works much better than the dynamic model ASM1, in simulation of SBR process[9].
Furthermore, many researchers have created models based on the series model ASM such as ROM (reduced order model), SIPHOR model, SLM (simplified linear model), and so on.

Simplified mathematical aerobic model with activated sludge

In this paper, we propose to present a simplified mathematical aerobic model with activated sludge for a higher speed calculation based on the premise of a better simulation result.
Easy model is based on a reactor of constant volume and a completely mixed system.

Assumptions

One reactor with a continuous mixed system tank (CSTR) can provide an ideal system to study the microbial growth model due to its simple characteristics. Undertaken: (1) CSTR is at a normal pH and temperature conditions; (2) microbes are in a normal state, (3) concentration of contamination is variational with fixed components; (4) is enough food for microbes in CSTR; (5) there is no other biochemical reaction in the separator, except for a solid-liquid separation device [10].

Reactor and balance equations

Figure 1 is a CSTR reactor with a schematic diagram of a function cycle. There is only one output for particles material in the reactor. Fa este debitul de ieşire. Microbial concentration and concentration residues from output flow are the same as in the reactor. There are two exits from the separator. One of them is the phase of light output. Outflow contains suspended material which will be circulated to the reactor.X indicates particle components. S are the soluble components Conditions values are constant, such as influent flow, concentration, pH, temperature and other environmental conditions.

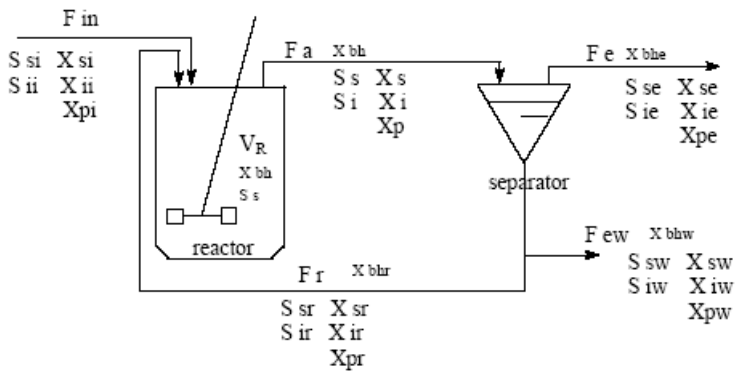


Fig. 1 CSTR schematic structure [10].

At steady state, there are: $S_s = S_{se}$, $S_i = S_{ie}$, $X_{sw} = X_{iw} = 0$, şi $X_{pe} = X_{pw}$.

Recycling ratio is F_r/F_{in}, and microbian concentration is X_{bhr}/X_{bh}

Flow balance equation is:

For reactor $F_{in} + F_r = F_a$

(1)

For separator $F_e + F_{ew} + F_r = F_a$

(2)

Mass balance equations (material) of the components are

[variation of components] = [the influent] - [the effluent] - [abandonment] + [variation in the reactor]

(3)

For soluble organic matter readily biodegradable

$$VR\left(\frac{dS_s}{dt}\right) = F_{in}S_{si} - F_eS_{se} - F_{ew}S_{sw} + VR\rho S_s$$

(4)

After the wastewater is concentrated in the separator, $F_eS_{se} + F_{ew}S_{sw} \approx F_eS_{se}$. So, we obtain the equation (5).

$$VR\left(\frac{dS_s}{dt}\right) = F_{in}S_{si} - F_eS_{se} + VR\rho S_s$$

(5)

For soluble inert material, the mass balance equation, is the equation (6)

$$VR\left(\frac{dS_i}{dt}\right) = F_{in}S_{ii} - F_eS_{ie} - F_{ew}S_{iw} + VR\rho S_i$$

(6)

Because the inert material is not joining the reaction, means $F_eS_{ie} + F_{ew}S_{iw} \approx F_eS_{ie}$, $\rho S_i = 0$ and $VR\left(\frac{dS_i}{dt}\right) = 0$. So we can get $F_{in}S_{si} = F_eS_{ie}$.

For organic matter particles slowly biodegradable, is the equation (7).

$$VR\left(\frac{dS_s}{dt}\right) = F_{in}S_{si} - F_e S_{se} - F_{sw}S_{sw} + VRX \,, \qquad (7)$$

If the separator completely finished the separation, then we obtain $F_e X_{se} = 0$. If X_{si} may remain long enough in the CSTR reactor to achieve complete biodegradability, then $X_{sw} = 0$ otherwise it will become inert particulate matter. So, we have the equation (8).

$$VR\left(\frac{dX_s}{dt}\right) = F_{in}X_{si} + VR\rho X_s$$

(8)

For inert material particles, is $VR\left(\frac{dX_p}{dt}\right) = F_{in}X_{pi} - F_e X_{pe} - F_{sw}X_{pw} + VR\rho X_p$

Under the precondition of completely biodegradable, it is assumed that all aspects of inert organic particles produced by the decomposition of heterotrophic bacteria are $F_{in}X_{pi} = 0$, $F_e X_{pe} = 0$, into the flow of influence. So heterotrophic inert particles from the equation of balance of the decomposition is determined by the equation (9).

$$VR\left(\frac{dX_p}{dt}\right) = -F_{sw}X_{pw} + VR\rho X_p$$

(9)

There are three subprocesses in CSTR system under ASM conditions, which takes into account readily biodegradable issues produced by the heterotrophic growth and slowly biodegradable problems from biodegradable particles of the material. There is no COD lost in the process of decomposition, without electrons acceptor. The decay rate is constant under every environmental conditions. Microbial from the influent is not considered because it is too small compared to the microbial produced in the process. The main function of Salk alkalinity is an alarm to the low pH. In this preliminary study, Salk alkalinity was not considered. The three subprocesses are the following:

Aerobic growth of heterotrophic bacteria. Heterotrophic bacteria based on soluble elements increasing with dissolved oxygen. The growth will be stopped when the concentration of dissolved oxygen was reduced. Readily biodegradable matter and dissolved oxygen are two key factors on the growth of heterotrophic aerobic bacteria.

Decomposition of heterotrophic bacteria. All decomposition mechanisms have been expressed in an expression rate under aerobic conditions. The expression and concentration of activated sludge is the first order of the reaction.

After degradation of heterotrophic bacteria, the product of slowly biodegradable XP particles will be hydrolyzed and will release the same amount of readily biodegradable COD. This is actually intended as inert matter according to age sludge from the activated sludge system, due to low degradation rate. This means that the microbes are not all activated sludge.

CONCLUSIONS

This simplified model can be applied after an advance.correction. Adjusting parameters is very important, difficult and time consuming to correct the process, particularly to adjust the experiment parameters.

The results of model calibration depend on the number of experimental data and accuracy.

Using ASM models leads to a better understanding of activated sludge processes, to the creation and simulations of models by which can control better these processes.

The mathematical model is an important tool for scientific research and technological development, into the means of treating industrial wastewater.

ACKNOWLEDGMENT

The work has been funded by the Sectoral Operational Programme Human Resources Development 2007-2013 of the Romanian Ministry of Labour, Family and Social Protection through the Financial AgreementPOSDRU/107/1.5/S/76903.

BIBLIOGRAPHY

[1] Wang Huizhen, Wu Junq. Development and application of activated sludge mathematical model [J]. China Water & Wastewater, 1999, 15(5): 20-21.
[2] M. Henze, C.P.L. Grady Jr., W. Gujer, G.V.R. Marais, T. Matsuo, A general model for single-sludge wastewater treatment systems, Water Res. 21 (5) (1987) 505-515.
[3] M. Henze, W. Gujer, T. Mino, T. Matsuo, M.C. Wentzel, G.V.R. Marais, Activated sludge model no 2. IAWQ Scientific and Technical Reports 3, IAWQ, 1995.
[4] W. Gujer, M. Henze, M. Loosdrecht, T. Mino, Activated sludge model No 3, Water Sci. Technol. 39 (1) (1999) 183-193.
[5] Veldhuizen, H. M et al. Modeling biological Phosphorus and nitrogen removal in a full scale activated sludge Process [J]. Water Res, 1999, 33(16): 3459-346.
[6] Hao X-D, et al. Model-based evaluation of two BNR Process: UCT and A2N [J]. Water Res, 200l, 35(12): 2851-2860.
[7] Hong Zhao, et al. Approaches to Modeling Nutrient Dynamics: ASM2, Simplified Model and Neural Nets [J]. Wat. Sci. Tech., 1999, 39(1): 227-235.
[8] Koch G, et al. Calibration and validation of activated sludge model No.3 for Swiss municipal wastewater [J]. Wat Res, 2000, 34(14): 3580-3590.
[9] Andreottla G,, Bortone G. Experimental validation of a simulation and design model for nitrogen removal in sequencing batch reactors [J]. Wat. Sci. Tech., 1997, 43(3): 69-78.
[10] Yi Pan, Shuangchun Yang, A simplified model of activated sludge model (ASM) in industrial wastewater. Energy Procedia 11 (2011) 3929 – 3935.
[11] M. Fikar, B. Chachuat, M.A. Latifi, Optimal operation of alternating activated sludge processes, Control Eng. Pract. 13 (2005) 853-861.
[12] S.-H. Yoon, S. Lee, Critical operational parameters for zero sludge production in biological wastewater treatment processes combined with sludge disintegration, Water Res. 39 (2005) 3738-3754.
[13] M. Henze, Modelling of aerobic wastewater treatment processes, in: Environmental Processes I: Wastewater Treatment, second edition, in: H.-J. Rehm, G. Reed (Eds.), Biotechnology: A Multi-volume comprehensive Treatise, vol. 11a, Wiley-VCH, 1999, pp. 417-427.

Studii experimentale pe instalaţia pilot de epurare 4-6 LE (Laboratorul de Alimentări cu Apă şi Canalizări – Facultatea de Hidrotehnică). Teste de precipitare a fosforului cu reactivi chimici

Stanescu I.*
*preparator inginer, Departamentul de Inginerie Hidrotehnica,Facultatea de Hidrotehnica, UTCB.

Abstract
The research consists of experimental studies on the pilot installation for the chemical reduction of phosphorus by using different chemicals. The chemical removal of phosphorus from wastewater can be achieved by orthophosphate accumulation inside of the precipitates. The phosphates can be accumulated intracellularly in the sludge biomass or inside the chemical precipitates. Between 4 – 8 weeks chemical challenge experiments are reported herein in which the pilot installation was charged daily with different aluminum and ferric salts and a poly-aluminum chloride by alternatively dosing. Throughout the experimental studies the wastewater quality indicators such as : COD and nitrogen compounds were investigated in order to confirm the results according to NTPA 001/2002 for these parameters. The chemical removal of the phosphorus has led to best results for poly-aluminum chloride PAX 18 with residual concentrations of Total Phosphorus up to 1 mg/L, according to NTPA 001/2002.

Keywords
Chemical reduction, phosphates, research, wastewater

INTRODUCERE

Studiul tehnologiei staţiilor de epurare de capacitate mică este impus de obiectivele asumate de ţara noastră în conformitate cu Tratatul de Aderare.
Conform Programului Operational Sectorial pentru infrastructura de Mediu (POS Mediu), Axa Prioritară 1 în România este "Extinderea şi modernizarea sistemelor de apă şi apă uzată" şi are ca obiective : asigurarea serviciilor de apă şi canalizare la tarife accesibile, asigurarea calităţii corespunzatoare apei potabile în toate aglomerările umane, îmbunătăţirea calităţii cursurilor de apă, îmbunătăţirea gradului de gospodarire a nămolurilor provenite de la staţiile de epurare a apelor uzate.
Pe fondul dezvoltării zonelor de locuit, prin atenţia acordată calităţii mediului şi având în vedere noile cerinţe din ce în ce mai restrictive, atât cu privire la emisiile de substanţe poluante, cât şi la controlul acestora, colectarea şi evacuarea apelor uzate în mediul natural în comunităţile mici a devenit o problemă de actualitate.
Principalele considerente tehnico-economice ce trebuie avute în vedere la proiectarea staţiilor de epurare de capacitate mică, sunt: construcţie simplă preuzinată şi uşor de montat; siguranţa în exploatare; costuri de investiţie şi exploatare; consum de energie; personal pentru exploatare; automatizarea proceselor tehnologice; spaţiu ocupat redus.
În Laboratorul de Alimentări cu Apă şi Canalizări al Departamentului de Inginerie Hidrotehnică a fost pusă în funcţiune o instalaţie pilot de epurare cu următoarele caracteristici:

- Debit influent: 0.6....1.4 m^3/zi;
- Locuitori deserviti : 4 – 8 L.E;

Instalaţia pilot de epurare este compusă dintr-un bazin compartimentat prin pereţi despărţitori şi sisteme hidraulice: zone de denitrificare, nitrificare şi decantare secundară. Schema tehnologica a instalatiei pilot este prezentata în Fig. 1.1:
Procesul tehnologic de epurare se desfăşoară astfel:

- Apa uzată este admisă în zona de denitrificare (2), concentraţia de oxigen dizolvat fiind menţinută sub 0.5 mg/L; amestecul apei brute cu nămolul recirculat se realizează cu difuzori cu bule medii (6); volumul zonei de denitrificare reprezintă 30% din volumul total al staţiei;
- Amestecul de apă – nămol trece în zona de nitrificare (3) unde se formează nămol activ cu o biocenoză aerobă, concentraţia în oxigen dizolvat fiind menţinută la 2.5 mg/L; aerarea se realizează cu difuzori de bule fine (7);
- În decantorul vertical (4) apa este evacuată prin deversare (8) iar nămolul este recirculat în zona de denitrificare printr-un sistem air – lift;
- Nămolul de recirculare este asigurat de un dispozitiv hidroejector cu aer (fig. 1.2, pct.5)

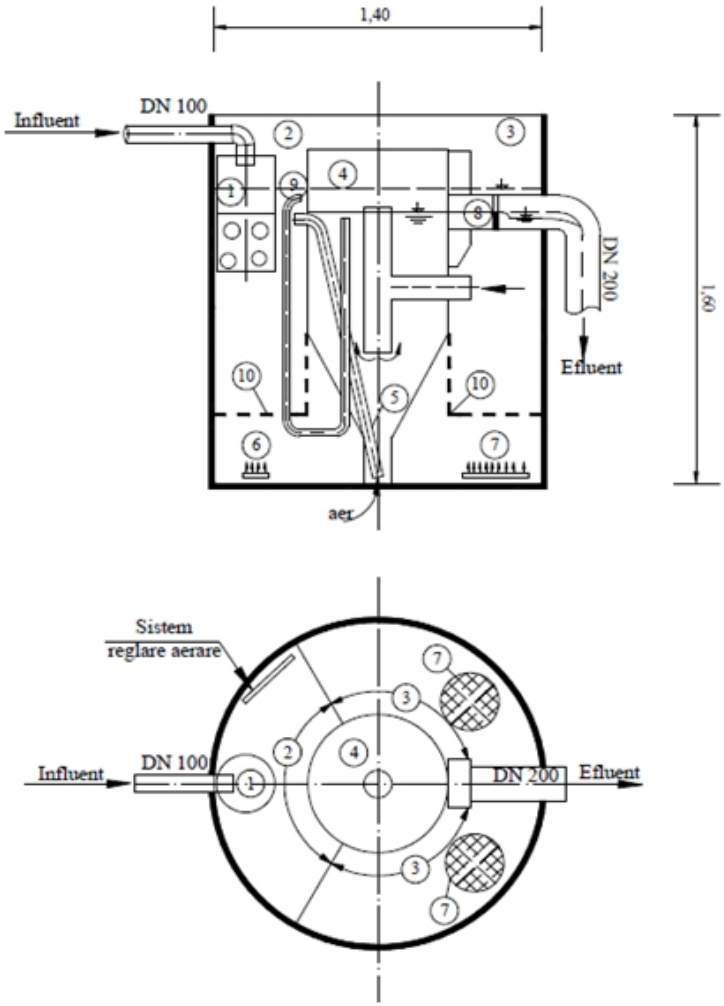


Fig. 1.1 Instalatia pilot de epurare – schema tehnologica

Legenda:

1 – grătar coş	6 – difuzori bule medii
2 – zona denitrificare	7 – difuzori bule fine
3 – zona nitrificare	8 – deversor apă epurată
4 – decantor secundar	9 – eliminare plutitori
5 – conducta recirculare nămol	10 – perete submersat

DETERMINĂRI EXPERIMENTALE

Instalaţia pilot de epurare a funcţionat continuu în perioada septembrie 2011 – noiembrie 2011, timp în care s-au urmărit:

- Variaţiile calităţii influentului şi efluentului;
- Eficienţele în îndepărtarea substanţelor organice;
- Eficienţele în îndepărtarea compuşilor pe baza de azot;
- Eliminarea fosforului prin precipitare cu diferiţi reactivi chimici;
- Stabilitatea în timp a proceselor de epurare.

În perioada de funcţionare a instalaţiei de epurare s-au făcut determinări privind calitatea influentului şi efluentului şi s-au efectuat analize pentru indicatorii:

1. Temperatura şi pH (SR –ISO 10523:2009);
2. Consumul chimic de oxigen (CCO-Cr, SR – ISO 6060 : 1996)
3. Conţinutul de azot amoniacal (metoda fotometrica); Hach DR 3800
4. Conţinutul de ortofosfaţi; metoda fotometrica – teste cuveta – Hach DR 3800

Instalaţia de epurare a fost pusă în funcţiune la începutul lunii septembrie 2011, fiind alimentată cu apă uzată la debit zilnic continuu Q = 1.44 m^3/zi. Pe tot parcursul lunii septembrie staţia a funcţionat în condiţii de aerare intense menţinând o concentraţie a oxigenului dizolvat O.D. = 2.5 mg /L. În zona de nitrificare a fost setat un program de aerare alternativ respectiv 40 minute aerare continuă şi 20 minute repaus. Pentru dezvoltarea rapida a biomasei s-a adăugat zilnic în bazinul cu nămol activat un amestec microbian Bichem 1008 (Novozymes Biologicals), capabil să dezvolte o activitate microbiana pentru biodegradarea compusilor organici din apele uzate, de tipul : CBO, CCO , hidrocarburi alifatice şi aromatice, acizi graşi, proteine şi grăsimi.
După o perioadă de o lună, considerată ca şi perioadă de amorsare, s-au încercat teste de precipitare a fosforului prin dozarea secvenţială a reactivilor chimici de precipitare direct în zona de nitrificare. Dozarea s-a realizat cu o pompă dozatoare Grundfos Digital Dosing Pump DDA. În paralel cu urmărirea concentraţiei de P – Total influent/efluent s-a urmărit şi reducerea biologică pentru indicatorii de calitate : CCO –Cr şi NH_4^+.

PRECIPITAREA FOSFORULUI

Precipitarea fosforului cu fier.

Reactia generalizată între ionul de Fe^{3+} şi ortofosfaţi este:

$$Fe^{3+} + H_nPO_4^{n-3} \leftrightarrow FePO_4 + nH^+ \qquad (1.1)$$

Sărurile de fier utilizate pentru precipitarea chimică a fosforului au fost: *clorura ferică si sulfatul feric.* Reacţia între clorura ferică şi fosfat este:

$$FeCl_3 + PO_4^{3-} \leftrightarrow FePO_4 \downarrow + 3Cl^- \qquad (1.2)$$

Raportul molar Fe/P este 1/1; raportul masic pentru Fe/P este 1,8/1 iar pentru $FeCl_3$/P este 5,2/1 .
Reactia intre sulfat feric si fosfat este :

$$Fe_2(SO_4)_3 + 2PO_4^{3-} \rightarrow 2FePO_4 + 3SO_4^{2-} \qquad (1.3)$$

Testele de precipitare cu clorura ferică au urmărit eliminarea fosforului total la diferite doze, pentru care s-a stabilit valoarea P-total iniţial din influent, determinânadu-se doza optimă la un raport masic egal sau mai mare faţă de cel stabilit prin reacţie, stoichiometric (a se vedea reacţia 1.2). Conform acestei reacţii raportul $FeCl_3$: P = 5.2. Soluţia de clorură ferică folosită pentru precipitare a avut o concentratie de 8.2 %(soluţia iniţială stoc a fost diluată din 41% pentru a se putea încadra în domeniul de dozare al pompei) şi o densitate de 1.44 g/cm^3. Dozarea a început cu un exces de 20%,

urmând 50% şi respectiv 75% faţă de acest raport, astfel că rapoartele masice între clorura ferică şi P – total au fost de : 6.4; 7.8 si 9.1.
Testele de precipitare cu sulfat feric au urmărit eliminarea fosforului total la diferite doze, pentru care s-a stabilit valoarea P-total iniţial din influent, determinânadu-se doza optimă la un raport masic egal sau mai mare faţă de cel stabilit prin reacţie, stoichiometric (a se vedea reacţia 6.7. Conform acestei reacţii raportul $Fe_2(SO_4)_3$: P = 6.4. Rapoartele masice intre clorura ferica si P – total au fost de : 7.36, 9.6 si 10.8. Solutia de sulfat feric folosita pentru dozare a fost o solutie de concentratie 42% si densitate 1.53 g/cm^3.

Precipitarea fosforului cu aluminiu.

$$Al^{3+} + H_nPO_4^{n-3} \leftrightarrow AlPO_4 + nH^+ \qquad (2.1)$$

Ionii de aluminiu reacţionează cu ionii de fosfat şi formează fosfatul de aluminiu:

$$Al^{3+} + PO_4^{3-} \leftrightarrow AlPO_4 \downarrow \qquad (2.2)$$

Un mol de aluminiu reacţionează cu un mol de fosfat iar raportul masic Al/P este 27/31, deci 0,87/1 . Uzual, aluminiul se foloseşte în precipitarea fosforului sub forma *sulfatului de aluminiu hidratat*. Reacţia sulfatului de aluminiu cu fosfatul este următoarea:

$$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O + 2\,PO_4^{3-} \rightarrow 2AlPO_4 \downarrow + 3SO_4^{2-} + 18H_2O \qquad (2.3)$$

Un mol de sulfat de aluminiu reacţionează cu doi moli de fosfat, conţinând 62 g de fosfor şi rezultă doi moli de fosfat de aluminiu. Raportul masic este 10.7/1. Aceste valori sunt teoretice. În practică, datorită reacţiilor complementare care au loc, cantităţile de sulfat de aluminiu sunt mai mari.

Testele de precipitare cu sulfatul de aluminiu au urmărit eliminarea fosforului total la diferite doze, pentru care s-a stabilit valoarea P-total iniţial din influent, determinânadu-se doza optimă la un raport masic egal sau mai mare faţă de cel stabilit prin reacţie, $Al_2(SO_4)_3$ 18 H_2O: P = 10.7:1 Concentratia solutiei de sulfat de aluminiu hidratat cu 18 molecule de apa a fost de 10%.

Precipitarea fosforului cu policlorura de aluminiu (PAX 18)

Testele de precipitare cu policlorura de aluminiu PAX 18 au urmărit eliminarea fosforului total la diferite doze, pentru care s-a stabilit valoarea P-total iniţial din influent, determinându-se doza optimă la un raport masic egal sau mai mare fata de cel stabilit prin reacţie, stoichiometric. Produsul PAX 18 contine un procent de 9% Al şi conform ecuaţiei 2.2, 1 mol de aluminiu reacţionează cu un mol de fosfat conducând la un raport masic Al : P = 0.87 : 1. Dozarea s-a realizat pentru rapoarte masic corespunzătoare Al : P = 0.87, 1.05, 1.3. (Produsul PAX 18 a avut o densitate de 1.356 g/cm^3.

METODA DE ANALIZĂ

În evaluarea eficienţei staţiei pilot de epurare s-au urmărit indicatorii de calitate astfel :

1. CCOCr – metoda de determinare pentru acest indicator a fost metoda standard conform SR – ISO 6060 : 1996
2. NH_4^+ - metoda de determinare pentru acest indicator a fost metoda teste cuvetă amoniu Hach Lange – LCK 302, LCK 303; domeniu de măsura 47 – 130 mg/L NH_4-N, respectiv 2 – 47 mg/L NH_4 – N.Aparatura : Hach DR 3800
3. P – total – – teste cuvetă Hach Lange –Metoda LCK 348 – domeniu de măsură 0.5 – 5.5 mg/L PO_4 – P; Aparatura : Hach DR 3800. Metoda de analiza constă în metoda acidului ascorbic. Testul utilizat măsoara toate formele de fosfor din proba supusă analizei (ortofosfatul, fosfatul condensat şi fosfatul organic). Această metodă se realizează iniţial prin descompunerea termică şi acidifierea pentru a converti toate formele la ortofosfat. Apoi,

ortofosfatul este măsurat prin metoda acidului ascorbic. Deoarece proba nu este filtrată. Procedura măsoară atât ortofosfatul dizolvat cât şi pe cel din suspensii. Metoda acidului ascorbic se bazează pe reacţia acidului ascorbic şi a molibdatului de amoniu cu ortofosfaţii din probă pentru a forma un compus de culoare albastră. Intensitatea culorii este direct proporţională cu cantitatea de ortofosfat din apă.

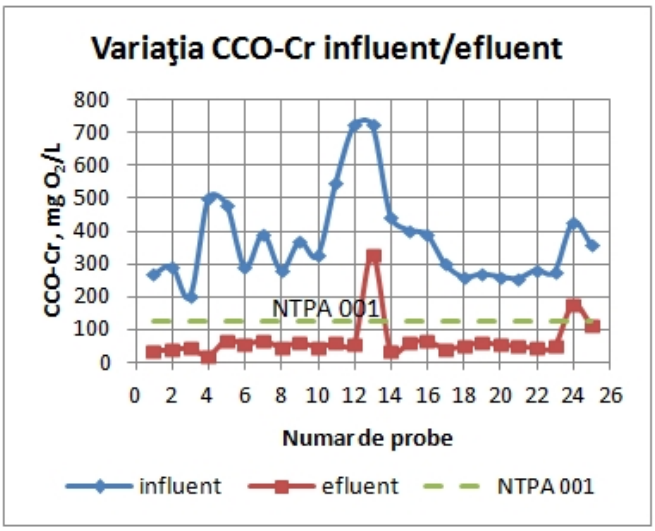
REZULTATE EXPERIMENTALE

În tabelul 1.1 sunt prezentate valorile pentru cei trei parametrii : CCO-Cr, NH_4^+ si P – total (influent/ efluent) şi tipurile de reactivi chimici folositi pentru precipitarea fosforului.

Parametru	CCO-Cr		NH_4^+		$P – PO_4^{3-}$		Reactiv chimic, precipitare P
Data	**influent**	**efluent**	**influent**	**efluent**	**influent**	**Efluent**	
18-Oct 2011	267	33.4	41.2	2.2	3.94	3.8	$FeCl_3$
19-Oct 2011	290	36	48.5	1.3	3.98	3.62	$FeCl_3$
20-Oct 2011	200	41.5	42.6	1.2	3.76	1.76	$FeCl_3$
21-Oct 2011	500	18	32.5	1.4	3.47	1.57	$FeCl_3$
22-Oct 2011	480	67	44.5	1.2	4.71	1.41	$FeCl_3$
24-Oct 2011	288	54	44.7	1.4	4.25	1.29	$FeCl_3$
25-Oct 2011	389	64	33.7	1.2	4.39	1.22	$FeCl_3$
26-Oct 2011	279	45.6	40.1	1.9	4.07	1.3	$FeCl_3$
27-Oct 2011	367	59	53.7	1.1	4.05	2.24	$FeCl_3$
28-Oct 2011	325	44.3	16	1.2	4.23	2.83	$FeCl_3$
29-Oct 2011	549	57	41	1.2	5.78	2.67	$FeCl_3$
31-Oct 2011	723	53	51	1.1	6.17	1.47	$FeCl_3$
1-Nov 2011	723	329	44	1.2	7.2	2.18	$Fe_2(SO_4)_3$
2-Nov 2011	444	31.3	55	1.2	6.35	2.48	$Fe_2(SO_4)_3$
3-Nov 2011	402	57.8	45	1.1	5.83	1.96	$Fe_2(SO_4)_3$
4-Nov 2011	388	63.5	43.3	1.3	5.78	1.33	$Fe_2(SO_4)_3$
5-Nov 2011	298	40.1	44.2	1.2	4.93	1.13	$Fe_2(SO_4)_3$
7-Nov 2011	259	47.8	44.1	1.3	5.08	1.18	PAX 18
8-Nov 2011	268	58.9	41.2	2.2	4.74	1.09	PAX 18
9-Nov 2011	260	51.5	48.5	1.3	4.98	1.15	PAX 18
10-Nov 2011	255	47.8	42.6	1.2	5.13	1.06	PAX 18
11-Nov 2011	280	42	46	1.8	4.23	1.17	PAX 18
12-Nov 2011	275	47	45	1.87	3.18	1.28	PAX 18
14-Nov 2011	425	174	53	2.2	4.47	1.44	$Al_2(SO_4)_3$
15-Nov 2011	360	114	51.5	1.9	6.19	1.96	$Al_2(SO_4)_3$
16-Nov 2011	289	44.5	44.3	1.2	5.87	1.56	$Al_2(SO_4)_3$
17-Nov 2011	276	43	43.3	1.15	4.6	1.59	$Al_2(SO_4)_3$
18-Nov 2011	258	39.7	45	1.11	3.98	1.29	$Al_2(SO_4)_3$

Tabel. 1.1 Valorile parametrilor de calitate pentru influent/efluent

Eficienţa staţiei pentru reducerea biologică a substanţelor organice şi a compuşilor cu azot.
Figurile 3.1, 3.2. 3.3 si 3.4 descriu variaţia indicatorilor de calitate CCO-Cr si NH_4^+ pentru influentul şi efluentul instalaţiei pilot, respectiv eficienţele de eliminare pentru cei doi parametri.



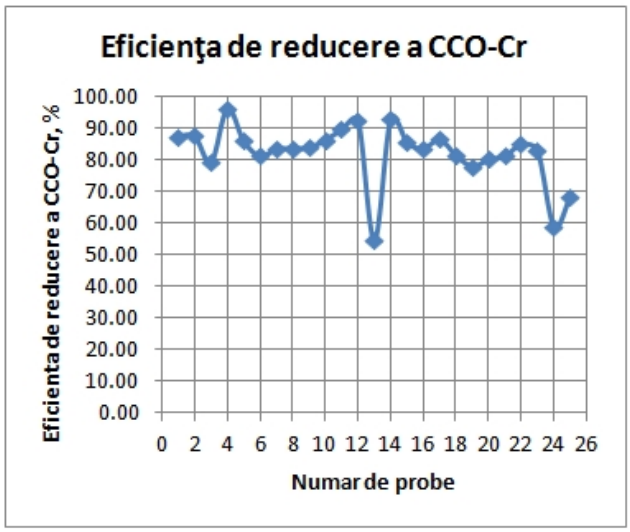
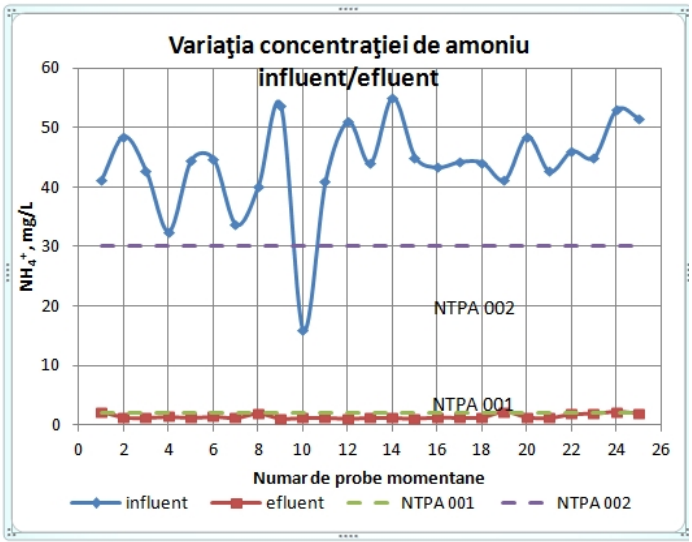


Fig. 3.1 Variaţia concentraţiei CCO Cr pentru influent/efluent, **Fig. 3.2** Eficienţa de eliminare a substanţelor organice (CCO-Cr)



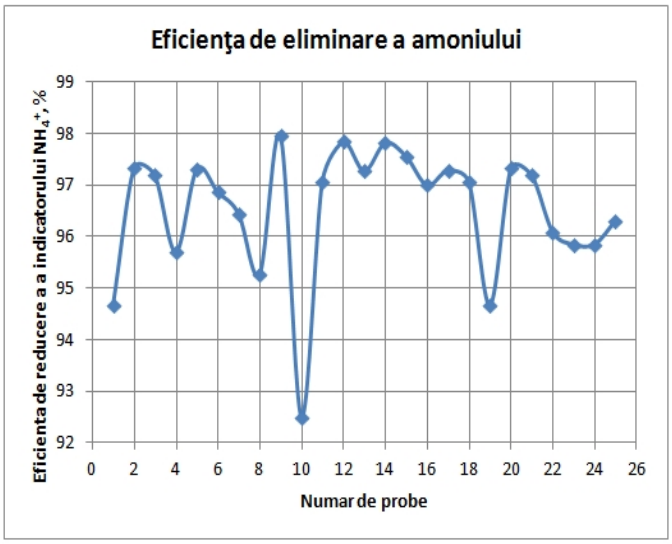
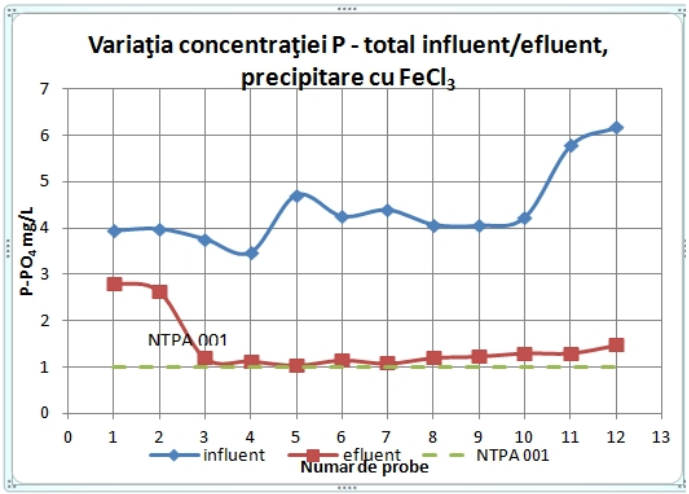


Fig. 3.3 Variaţia indicatorului amoniu pentru influent/efluent, **Fig. 3.4** Eficienţa de eliminare pentru indicatorul amoniu.

Rezultatele testelor de precipitare a fosforului pentru instalaţia pilot de epurare.

Figurile 4.1, 4.2, 4.3, 4.4 descriu variatia parametrului P-total , valori influent şi valori efluent după adăugarea reactivilor de precipitare clorura ferică, sulfat feric, PAX 18 şi respectiv sulfat de aluminiu.



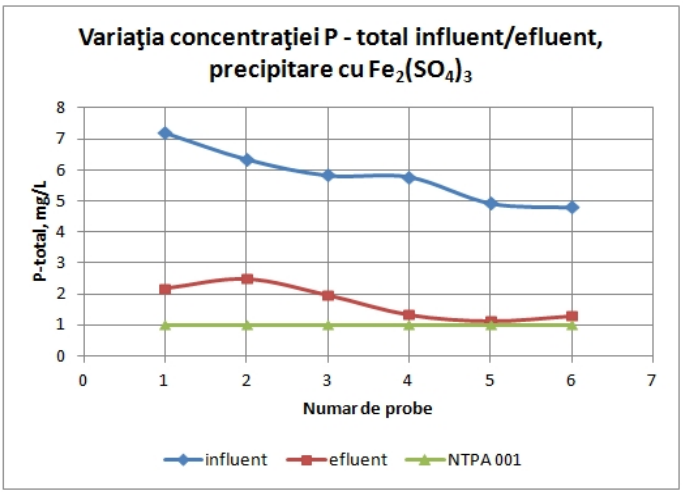
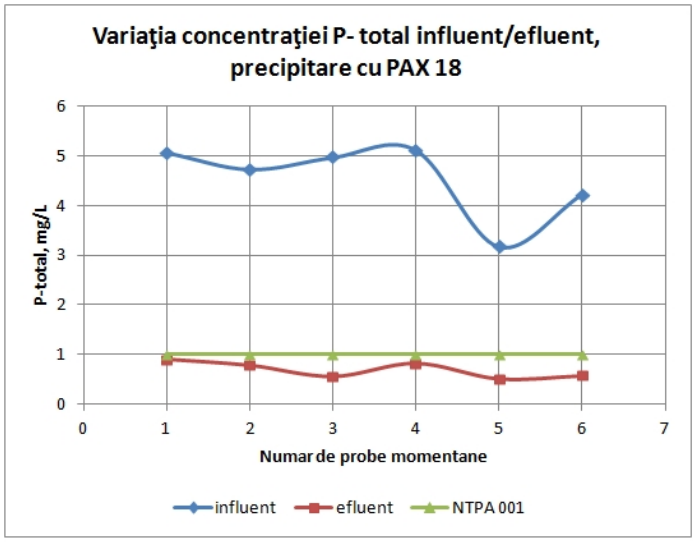


Fig. 4.1 Variaţia concentraţiei P –total influent şi efluent, precipitare cu $FeCl_3$, **Fig. 4.2** Variaţia concentraţiei P-Total influent/efluent, precipitare cu sulfat feric



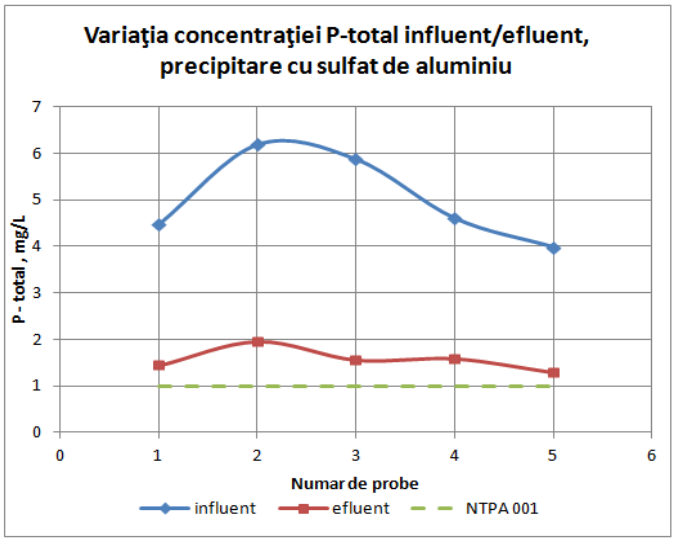


Fig. 4.3 Variaţia concentraţiei P-total, precipitare cu PAX 18, **Fig. 4.4** Variaţia concentraţiei P-total influent/efluent, precipitare cu sulfat de aluminiu.

Eficienţele de eliminare a fosforului total pentru cei patru reactivi chimici folosiţi sunt prezentate în figura 4.5.

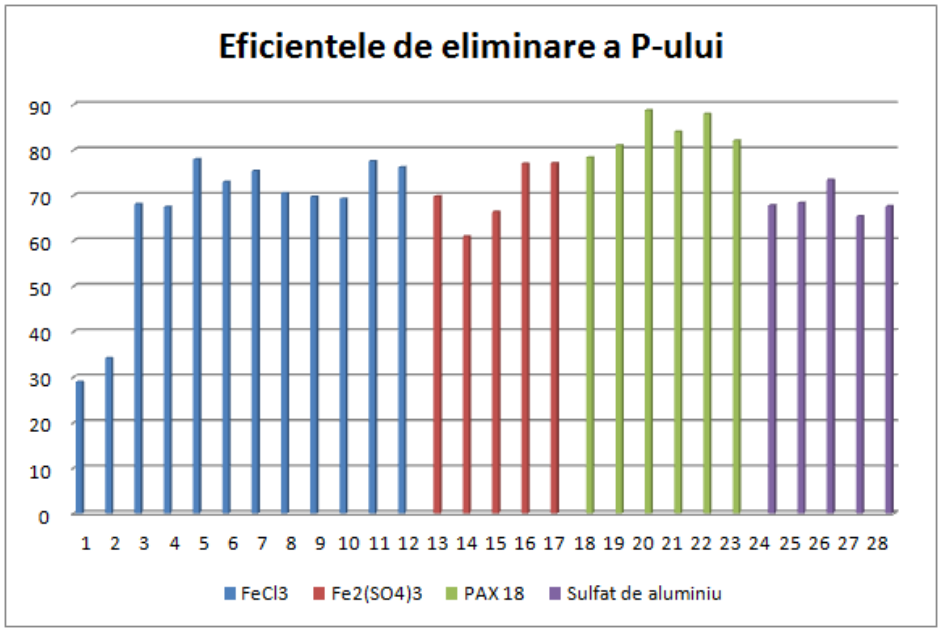


Fig. 4.5 Eficienţa de eliminare a fosforului total pentru cei patru reactivi chimici folosiţi: clorura ferică, sulfatul feric, policlorura de aluminiu PAX 18 şi sulfatul de aluminiu.

CONCLUZII

Programul de cercetare a cuprins următoarele etape:

- Prelevare de probe de apă brută (influent) şi apa epurată (efluent);
- Determinarea indicatorilor de calitate pentru influent şi efluent: CCO-Cr, azotul amoniacal şi fosforul total

După efectuarea analizelor şi după realizarea eficienţelor de eliminare pentru indicatorii mai sus menţionaţi, s-au constatat următoarele:

- Influentul are încărcări organice mari (CCO-Cr = 500 mg/L) şi un conţinut al azotului amonical care depăşeşte limitele impuse de NTPA 002 -2002 : 30 mg/L
- Eficienţele optime de eliminare a substanţelor organice şi a compuşilor pe baza de azot sunt de 90 % la substanţele organice şi 98 % la azotul amoniacal (Fig. 3.3 si Fig. 3.4), iar valorile celor doi indicatori se încadrează în limitele impuse de NTPA 001 – 2002.
- Eficienţele eliminarii fosforului prin procese de precipitare chimică a variat pentru cei patru reactivi chimici utilizaţi, pentru care s-au stabilit diferite doze optime conform testelor experimentale realizate;
- Consumurile energetice specifice : 0.9 – 1.4 kWh/m^3;

Concluzii privind dozele optime de reactivi de coagulare.
Figura 4.6 descrie eficienţele de reducere pentru indicatorul P – total prin precipitare cu reactivii chimici utilizaţi: $FeCl_3$, $Fe_2(SO_4)_3$, PAX 18 şi sulfat de aluminiu.

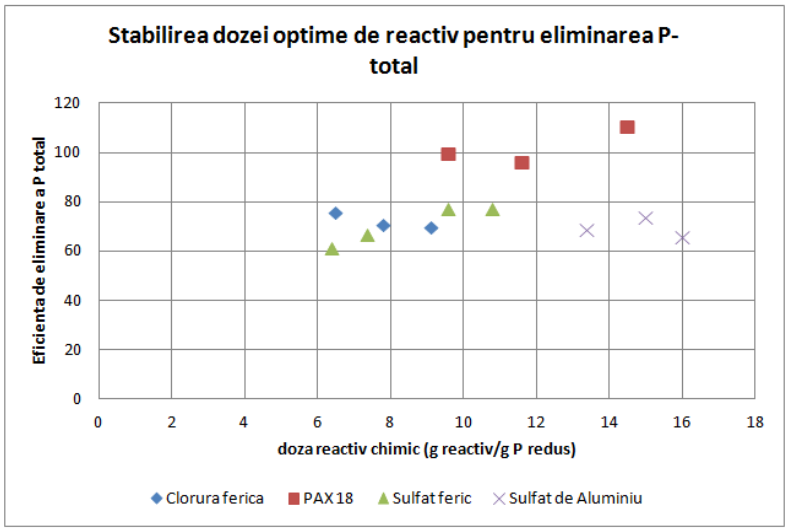


Fig. 4.6 Doza optimă de reactiv de precipitare pentru eliminarea fosforului total.

Se observă o eficienţă maximă de reducere a P-total pentru policlorura de Aluminiu PAX 18. Doza corespunzătoare unei reduceri de 100% este valoarea de 9.6 g PAX18/ g P-total.
Valorile P -total din efluent în urma precipitării cu PAX 18 s-au încadrat în limitele impuse de NTPA 001- 2001.
Testele experimentale pentru ceilalti reactivi : sulfatul feric, sulfatul de aluminiu şi clorura ferică au condus la o eficienţă medie de 70%, respectiv s-a obţinut o valoare de 78% pentru clorura ferica, corespunzatoare unei doze de 7.8 g$FeCl_3$ pentru precipitarea unui gram de P (această valoare corespunde unui adaos de 50% faţă de valoarea stoichiometrică).

BIBLIOGRAFIE

[1] Degremont- Water Treatment Handbook, Volume 2, 7th Editiona, France, May, 2007
[2] Metcalf & Eddy – Wastewater Engineering: Treatment and Reuse, 4th Edition, McGraw-Hill, 2003, 3th edition, 1991
[3] Calin, A. – Epurarea avansata a apelor uzate – Statii compacte de capacitate mica, Teza de doctorat, UTCB, 2008
[4] Barnard, J.L. – Biological Nutrient Removal without the Addition of Chemicals, Water Research, 1975
[5] Mackenzie, L.D. – Water and Wastewater Engineering, McGraw Hill Professional; 1st edition, March 2010
[6] Jenkins, D., Vernon L. – Water Chemistry, John Wiley& Sons, 1980

Aspects regarding the monitoring of some pharmaceutical compounds in urban wastewater and treatment possibilities for advanced removal of organic micropollutants

Cosma C., Petre J., Iancu V., Stefanescu M.
National Research & Development Institute for Industrial Ecology – ECOIND, Drumul Podu Dambovitei, 71-73, Bucharest 060652, Romania, (E-mail: tehnologi@incdecoind.ro)

Abstract
Environmental contamination with pharmaceuticals as results of urban WWTPs effluents discharges into receiving water bodies became a constant interest for specialists, in the last years. Even the amounts of pharmaceutical compounds being introduced into the environment is likely low, their continuous discharging might cause adverse effects on aquatic and terrestrial organisms.
The main causes are the lack of specific analytical methods for compounds monitoring, and also the low efficiency of the applied urban wastewater processes to eliminate these organic micropollutants.
The paper presents some of our results from research activities conducted in two directions: monitoring and treatment possibilities of urban effluents in order to evaluate the concentration level of pharmaceuticals (influent/effluent) and mitigate the specific micropollutants, respectively.
Analytical determination of some pharmaceuticals (anti-inflammatory, antiepileptic drugs) from influents/effluents of three urban WWTPs was carried out by high performance liquid chromatography (HPLC) emphasizing in time evolution (9 months) of the pharmaceuticals in wastewater and their removal efficiencies were evaluated.
The removal of residual pharmaceuticals and biodegradation byproducts from urban WWTPs effluents are possible to be achieved by activated carbon adsorption, membrane processes (adsorption + ultrafiltration, reverse osmosis) and advanced oxidation processes (homogeneous or heterogeneous media) based on ozonation, Fenton reagent, UV photocatalysis (UV/H_2O_2, UV/TiO_2).

Keywords
Pharmaceutical drugs, urban effluents, monitoring, treatment

INTRODUCTION

In recent years, the occurence and fate of pharmaceutical compunds (PhCs) in the aquatic environment have raised great concern. The amount of pharmaceutical compounds being introduced into the environment is likely low. However, due to their continuous introduction into the environment and synergic effects through combined parallel action, even compounds of a low persistence might cause adverse effects on aquatic and terrestrial organisms /1/. Numerous papers reported the level of pharmaceuticals in wastewater, aqueous and solid environmental matrices.
Typical sources of PhCs are sewage effluents and hospital waste. Effluents from sewage treatment plants contain a variety of PhCs, which are not completely removed in urban wastewater treatment plants (WWTPs) and are released into receiving water systems. Antibiotics, anti-inflammatory, antiepileptic drugs are some of the most representative pharmaceutical compounds found in urban WWTPs influents and effluents/2-4/. Extensive research regarding the concentrations of pharmaceuticals in the environment has focused on their occurence in surface water samples affected by WWTPs effluents /5-7/.
The occurrence of emerging or newly identified contaminants in drinking water resources is of continued concern for the health and safety of consuming public
The main objectives of the research presented in this paper were to verify the occurence and fate of some anti-inflamatory drugs (acetaminophen, ketoprofen, naproxene, diclofenac, indomethacine, ibuprofen), and a neutral antiepileptic drug (carbamazepine) in WWTPs influent and effluent

samples and to evaluate the treatment possibilities in order to mitigate/remove the specific micropollutants.

EXPERIMENTAL

Chemicals and reagents

Analysis of studied compound (six anti-inflamatory drugs and one antiepileptic drug) was performed by a validated method based a HPLC-MWD determination. Chemicals, reagents and materials with high purity degrees are used in anlytical investigations:

- carbamazepine, diclofenac, ibuprofen, ketoprofen, naproxen, indomethacine and acetaminophen (≤ 99.9 % purity) – Sigma Aldrich/Germany;
- HPLC-grade acetonitrile, methanol, water, and ethyl acetate potassium dihydrogen phosphate (99,995 % purity) –Merck/Germany;
- oasis HLB cartridges (60 mg/3 mL) for solid phase extraction – Waters/USA;
- glass microfibre filters –Whatman/UK.

Equipment

Analytical determination was performed on an Agilent 1100 (Agilent Technologies, USA) system equipped with a degasser, quaternary pump, autosampler, column thermostat and multiple wavelength detector (MWD). The separations were performed on a LiChrosphere® 100 RP-18 analytical column (125 mm length, 4 mm i.d; 5 µm particle size) from Merck/ Germany protected by a LiChrosphere® 100 RP-18 (4 mm x 4 mm i.d., 5 µm) guard column.

Wastewater samples

Influent and effluent samples were collected monthly from three urban wastewater treatment plants in the Pitesti, Brasov and Targu Mures areas. Each bottle was filled to the top to reduce headspace and transported to the laboratory. Samples were stored at 4 °C until analysed. All samples were analysed within 3 days. Fifty four influent and effluent samples were collected from January till September 2011. All the applied treatment flows are based on conventional processes including: physical-chemical step (settling, flotation) and biological step with activated sludge in tree culture. The removal rate of PhCs along the treatment steps is also evaluated.

RESULTS AND DISCUSSION

Occurrence of pharmaceuticals in WWTPs influents and effluents

All monitored pharmaceutical compounds were found in the influents and effluents from the three WWTPs studied in concentrations higher than the detection limits of the method. The concentration range, and average values are presented in the table 1.

Table 1. Concentrations of the analyzed pharmaceutical compounds in WWTPs

Pharmaceutical compound/ WWTPs	Influent		Effluent	
	Concentration range (µg/L)	Average (µg/L)	Concentration range (µg/L)	Averatge (µg/L)
Acetaminophen				
Pitesti	6.00-29.59	14.37	0.51-29.34	6.68
Brasov	0.41-24.56	13.12	0.08-17.55	7.22
Tg-Mures	0.29-32.18	9.78	0.19-2.80	1.03
Ketoprofen/				
Pitesti	0.66-18.14	7.03	0.25-4.87	2.97
Brasov	1.26-21.66	9.20	0.33-4.24	2.13
Tg-Mures	0.15-10.51	3.17	0.19-1.47	0.68
Naproxene/				
Pitesti	<0.04-0.68	0.28	<0.04-0.37	0.10
Brasov	<0.04-0.67	0.23	<0.04-0.24	0.13
Tg-Mures	0.13-0.74	0.40	<0.04-0.50	0.16
Diclofenac/				
Pitesti	2.30-22.04	8.20	0.65-16.68	4.62
Brasov	0.43-13.34	6.96	0.30-5.40	2.72
Tg-Mures	2.14-10.59	5.96	0.55-3.36	2.12
Indomethacine/				
Pitesti	<0.06-3.37	1.52	<0.06-1.75	0.78
Brasov	<0.06-3.63	1.52	<0.06-0.84	0.23
Tg-Mures	0.11-3.80	1.64	<0.06-0.58	0.27
Ibuprofen/				
Pitesti	<0.16-99.33	34.55	<0.16-25.84	11.41
Brasov	<0.16-31.20	18.97	<0.16-20.00	10.60
Tg-Mures	0.22-35.13	10.93	<0.16-1.55	0.81
Carbamazepine/				
Pitesti	0.07-5.24	0.89	<0.04-0.51	0.14
Brasov	<0.04-9.46	1.46	<0.04-6.39	0.93
Tg-Mures	0.05-6.96	1.27	<0.04-0.22	0.15

As can be seen in the Table 1, all of the pharmaceutical compounds monitored were detected in the analyzed wastewater samples.
The highest values of concentrations of investigated pharmaceuticals were found for ***ibuprofen*** in Pitesti WWTP influent of 99.33 µg/L in April and 84.26 µg/L in July. Ibuprofen was the pharmaceutical compound present at the highest concentration level in all wastewater samples, suggesting its widespread and frequent use. These results are in agreement with data reported by other authors in wastewater samples from Sweden /8/ and Spain /9,10/.

Temporal evolution of the pharmaceuticals during the sampling period
The temporal evolution of the concentration of the pharmaceutical active compounds in influent and effluent wastewater during the monitoring period can be seen in Fig. 1-3. Each point shows the momentary concentration of the collected sample. An increased concentration in influent and effluent wastewater of ibuprofen, acetaminophen, diclofenac and ketoprofen was observed in the coldest period of the year which correspond to the period January-March (months 1-3) and that can be associated to the increase of drugs consumption. Generally, the lowest concentrations of the pharmaceuticals were recorded in June and July in all the three WWTPs studied.

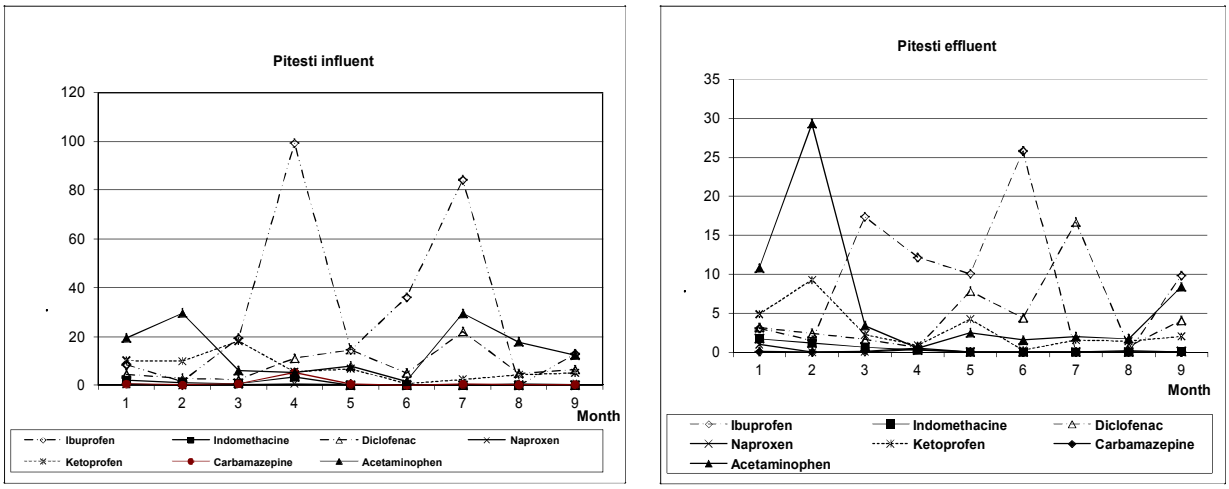


Fig. 1 Temporal evolution of the pharmaceuticals concentrations in the Pitesti WWTPs during 9-months monitoring period

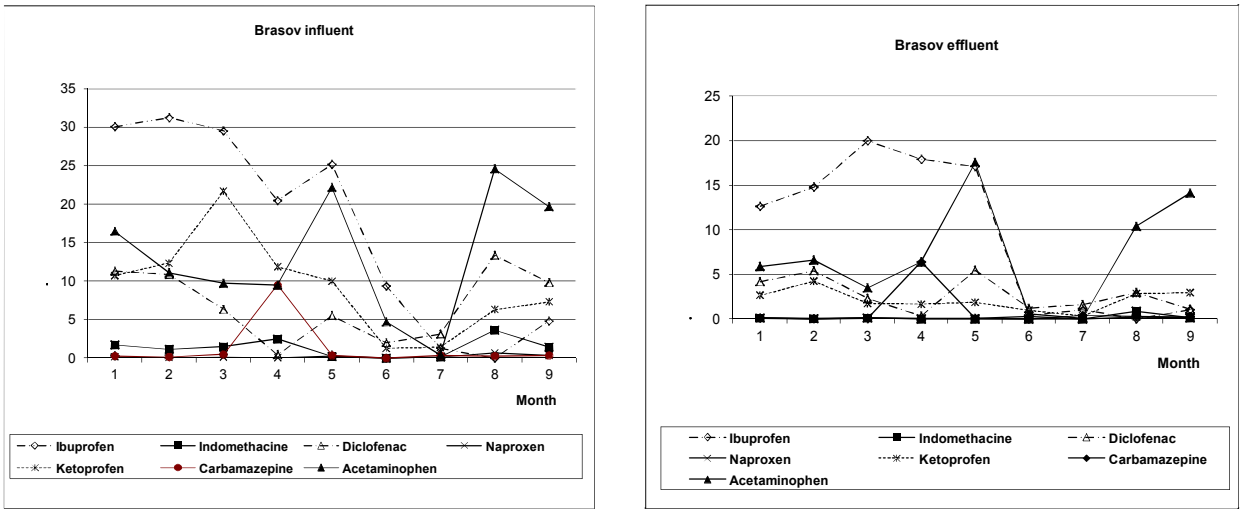


Fig. 2 Temporal evolution of the pharmaceuticals concentrations in the Brasov WWTPs during 9-months monitoring period

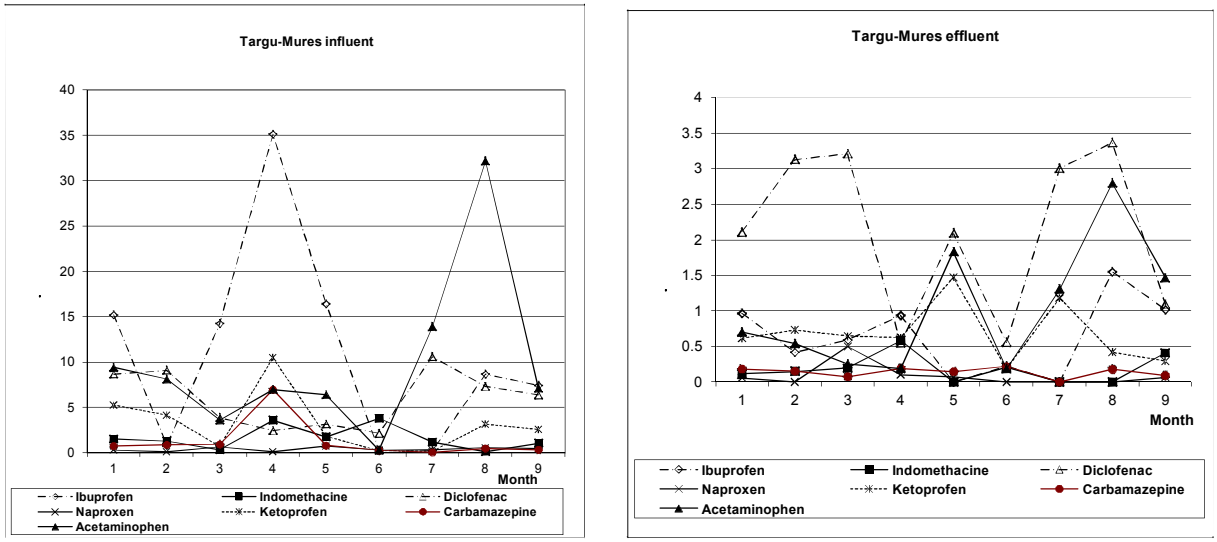


Fig. 3 Temporal evolution of the pharmaceuticals concentrations in the Targu Mures WWTPs during 9-months monitoring period

Removal of the pharmaceutical compounds in the WWTPs

Removal rates of each pharmaceutical compounds in each WWTP studied during the nine months monitoring period are presented in Fig.4. Removal rates of acetaminophen ranged between 37 % and 90%. Removal rates ranging from 75% to 86% were observed for naproxen, and for indomethacine from 56% to 94%. It was reported that analgesics such as naproxen and ibuprofen are removed from wastewater mainly due to their bio-degradability /11/. Partial removal of carbamazepine, a compound with poor biodegradability at low concentration, was Removal rates of ketoprofen and diclofenac varied significantly between WWTPs in the ranges 24-76% and 48-84%, respectively. Similar removal efficiencies of ketoprofen and diclofenac were reported at different WWTPs /12/.

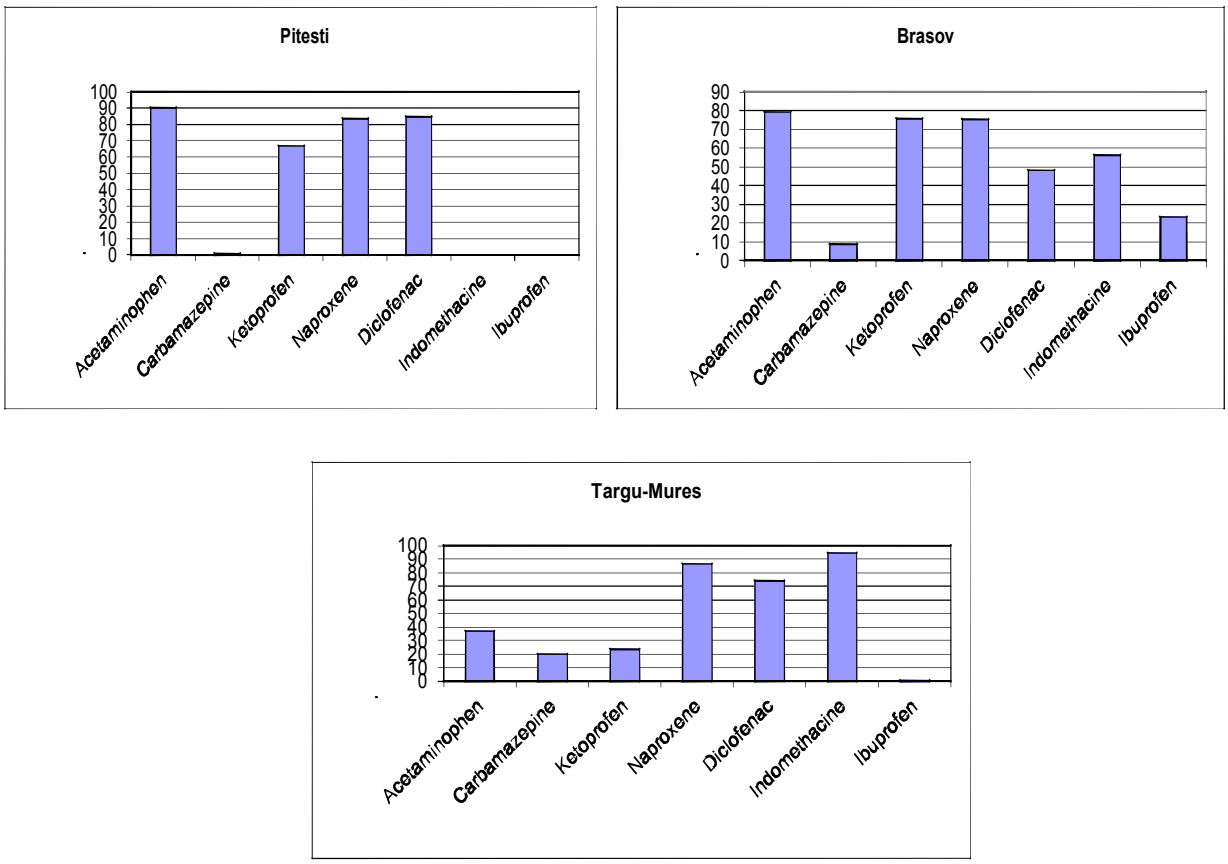


Fig. 4 Removal efficiencies (%) of the investigated pharmaceuticals in the three WWTPs

Treatment possibilities of wastewater containing PhCs

The most frequent research techniques for removing **PhCs** fall into three categories: physical removal (GAC adsorption, membrane processes), biodegradation and advanced oxidation processes (AOP).

Rejection by membrane

The membrane processes are gaining wide use for contaminant removal in advanced water and wastewater treatment. Compared to conventional processes, its remarkable advantage is the high quality of effluent, including extremely low organic concentration, and removal of microbes and viruses without chemical disinfection. Studies have discovered that the rejection efficiency of **PhCs** by membranes strongly depended on micro pollutants physical-chemical properties, such as molecule weight, K_{ow}, water solubility, electrostatic property and so on micro-pollutants rejection by the membrane processes has a very wide range, from 10% to greater than 99.9% taking into account the relationship with membrane types. **PhCs** retention by the membrane processes is

mainly due to size exclusion, charge repulsion, and adsorption. In comparing membrane types over most cases, micro-pollutants rejection rate by reverse osmosis is the highest, followed by nanomembrane types, then ultra-membranes, with the rejection of micro-membranes as the lowest /1/.

AOPs (Advanced Oxidation Processes)

AOPs are oxidation methods based on the intermediacy of highly reactive species such as hydroxyl radicals in the mechanism leading to the destruction of the target pollutant. Key AOP include heterogeneous and homogeneous photocatalysis based on near UV or solar visible irradiation, electrolysis, ozonation, the Fenton reagent, ultrasound and wet air oxidation /12/.

Ozonation seems to be the dark oxidation method most used in the removal of these new emergent pollutants. The pollutants removal were obtained by using ozone dose from 0.1 to 30mgL^{-1}. Removals higher than 90% were reached for several compounds such as anti-inflammatories, antibiotics, antiepileptics and natural and synthetic estrogens.

UV/H_2O_2 and TiO_2 photocatalysis are the light oxidation processes most used to destroy PhCs. Removals higher than 98% were obtained using TiO_2 photocatalysis for estrogens and antiepileptics /13/.

In table 2 are summarized representative literature results on the AOPs applied for several pharmaceuticals.

Table 2. Removal efficiencies of several PhCs by AOPs

PhCs	Initial concentration	Water matrix	AOP	% removal
Antiiflamatory drugs **Diclofenac**	2 µg/L	Drinking water	O_3/H_2O_2=2:1, O_3=1mg/L, Tr=10 min	Complete
	15 mg/L	Distilled water	200 mg/L TiO_2/Artificial sunlight at 750 W/m^2	Complete in 60 min
	50 mg/L	Fresh water	Photo-Fenton in solar pilot plant	Complete in 100 min
	50 mg/L	Distilled water	Sonolysis at 617 kHz, 90 W in the presence of 100 mg/L TiO_2	85% in 30 min
Antiepileptic drugs **Carbamazepine**	0.3–3.8 ng/L	Raw river water	1.5–2 mg/L Ozone as part of conventional drinking water treatment plant	Complete in 20 min
	240–710 µg/L	Surface water	10 mg/L H_2O_2/UV(200–300 nm)	90% at 853 mJ/cm^2
	4.2 mg/L	Lake water with 0.5 mg/L NOM	100 mg/L TiO_2/Artificial sunlight	75% in 9 min
Lipid regulator **Clofibric acid**	10 mg/L	Distilled water	1 g/L TiO_2/UV (125 W)	Complete in 20 min
	179 mg/L	Distilled water	Electrolysis over boron-doped diamond at 100 mA/cm^2 and 1 mM Fe^{2+}	Complete in 7 min

	215–320 mg/L	Distilled water	1 M H_2O_2/UVC (17 W)	90% in 60 min
			0.01 mM Ozone	Complete in 20 min
Contraceptive drugs **17β-estradiol**	27 μg/L	Deionized water	1.5 mg/L Ozone	99% in 1 min
	0.5 mg/L	Distilled water	Electrolysis over boron-doped diamond at 25 mA/cm^2, pH=10 and Na_2SO_4	Complete in 8 min
	0.8 mg/L	Acetonitrile/water	TiO_2 film/UV (125 W)	50% in 2 min

CONCLUSIONS

The main remarks taking into account the results of our investigations are, as follows:

- the urban WWTPs effluents represent a major pollution source of natural water supplies with pharmaceutical compounds;
- the spectrum of compounds is continually expanding and the analytical methods necessary to detect compounds at trace level concentrations (ng-
- the legislative frame must be developed in order to contain regulations regarding maximum admitted concentrations for emerging pollutants;
- the advanced removal of organic micro-pollutants can be achieved by an integrated treatment technology based on AOPs pre-treatment, biodegradation and membrane processes.

BIBLIOGRAPHY:

1. Fent, K., Weston, A.A., Caminada, D., *Aquat Toxicol*, 2006, 76, 122-159.
2. Lacey, C., McMahon, G., Bones, J., Barron, L., Morrissey, A., Tobin, J.M., *Talanta*, 2008, 75, 1089-1097.
3. Kumerer, K., *Chemosphere*, 2001, 45, 957-969
4. Batt, A.L, Aga, D. S., *Anal. Chem*., 2005, 77, 2940-2947
5. Westerhoff, P., Yoon, Y.m., Snyder, S., Wert, E., *Environ. Sci. Technol*., 2005, 39, 6649-6663.
6. Vieno, N.M., Härkki, H., Tuhkanen, T., Kronberg, L., 2007*, Environ. Sci. Technol.,* 2007, 41, 5077-5084.
7. Gómez, M.J., Martínez Bueno, M.J., Lacorte, S., Fernández-Alba, A.R., Agüera, A., *Chemosphere,* 2007, 66, 993-1002.
8. Bendz, D., Paxéus, N.A., Ginn, T.R., Loge, F.J., *J. Hazard Mater*, 2005, 122, 195-204.
9. Carballa, M., Omil, F., Lema, J., Llompart, M., García-Jares, C., Rodríguez, I, Gómez, M.J., Ternes, T.A., *Water Res,* 2004, 38, 2918-2926.
10. Santos, J.L., Aparicio, I., Callejón, M., Alonso, E., *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 164, 1509-1516.
11. Bolong, N., Ismail, A.F., Salim, M.R., Matsuura, T., *Desalination*, 2009, 239, 229–246.
12. Esplugas, S., Bila, D.M., Gustavo, L., Krause, T., Dezotti, M., *Journal of Hazardous Materials*, 2007, 149, 631–642

Degradation of HCH insecticides from water through a solar advanced oxidation process

Nitoi I., Florescu S.I., Dinu L.
National Research & Development Institute for Industrial Ecology – ECOIND, Drumul Podu Dambovitei, 71-73, Bucharest 060652, Romania,(E-mail: tehnologi@incdecoind.ro)

Abstract
During the last two decades, environmental regulations have become more stringent because of increasing concerns about protecting human health and the environment against pollution with various toxic contaminants such as HCH insecticides, especially Lindane (γ-HCH isomer). Due to their high resistance to microbial degradation, these compounds with carcinogenic and mutagenic properties can be accumulated in the environment, polluting groundwater and surface water.
Since the application of classical treatments can not allow easily degradation of HCH isomers, development of stronger water treatment techniques like Advanced Oxidation Process (AOPs) is necessary.
Combination of H_2O_2 with Fe^{2+} under UV-VIS irradiation, the so-called solar-Fenton process is one of the AOPs successfully applied, which can significantly enhance degradation of many refractory organic compounds, based on the oxidant action of *in-situ* generated OH• radicals upon pollutants.
It was investigated the degradation of Lindane and other HCH isomers from wastewater by solar-Fenton process and the assessment of the working parameters on the degradation efficiency. The photooxidadation experiments were performed at pH=3 and tens μg/L pollutants initial concentrations, in a solar photoreactor. The main element of reactor is the battery collector consisted of 26 borosilicate glass tubes connected in series. These components were mounted on the plain surface of a reflector made of aluminum sheet. To insure the proper light irradiance, the reflector was installed on a frame coupled to a computer-based - two axes automatic system which follows the sun according to the astronomic algorithm.
Based on the obtained results it was established the treatment solution for advanced degradation of HCH isomers from wastewater up to the limits imposed by national and European legislation for surface receivers (≤ 0.042μg/L).

Keywords
HCH isomers, *solar-Fenton process, wastewater treatment*

INTRODUCTION

The application of organochlorinated insecticides in agriculture is a well-established effective practice for crop protection against pests and certain vectors of disease/1/. γ-HCH, also called Lindane, the effective component of HCH technical insecticide, had been widely used in agriculture worldwide since 1940s. It is estimated that around 10 million tones technical HCH were used between 1947 and 1997/2/. The technical HCH has been gradually banned in the developed countries since 1970s and in developing countries since 1980s due to its proven adverse effect on human and animal health and to serious environmental problems /3/. It was widely detected in soil and water, also due to its slow transformation in the environment /4,5/. As a result, there is a need to develop technological approaches for rapid degradation of Lindane in water, of which advanced oxidation processes are promising methods. Although this insecticide exhibits very slow rate of direct photolysis, it does react rapidly via •OH radicals. In aqueous solution, Lindane can be degraded by H_2O_2 assisted photolysis or photocatalysis in the presence of polyoxometalates $PW_{12}O_{40}^{3-}$ or TiO_2 /6-10/. In addition, the photochemical conversion of Lindane in the presence of humate-coated α-Fe_2O_3 has been reported/11/.
Another study indicates that a combination of H_2O_2 and solar irradiation in the presence of Fe^{2+}, the so-called solar-Fenton process, can significantly enhance decomposition of many refractory organic compounds. Until now, the solar-Fenton process has been applied for the degradation of other classes of pesticides and refractory compounds/12,13/. The acceleration of organic compounds

degradation is produced by the photoreduction of iron aquacomplex, which provides a new important source of OH• radicals.
In the present study, we investigated the Lindane degradation from groundwater by solar-Fenton process. The influence of working conditions: Fenton's reagents dose, pollutant concentration, irradiation time on the process efficiency was investigated. Based on the results obtained, we proposed a technological solution for advanced degradation of Lindane from tens of µg/L to MAC for surface water (≤0.02 µg/L).

EXPERIMENTAL SETUP

Solar pilot installation for water treatment by photocatalysis

The experiments were conducted in pilot installation with recirculation (V_{total}=6.4L). Water to be treated was continuously pumped at 90L/h through the feeding /recirculation column, solar reactor and heat exchangers, after Fenton reagents (H_2O_2 and $FeSO_4$) were added. The main element of solar reactor is the battery collector (V_{ir}=5.4L, A_{ir}= 1.53 m^2) with 26 borosilicate glass tubes connected in series. These components were mounted on the plain surface of the reflector made of aluminum foil on glass fiber. To insure the proper irradiance throughout the experiment, the reflector was installed on a frame coupled to a computer-based - two axes automatic system which follows the sun according to the astronomic algorithm. The equation for calculation of solar energy accumulated at different irradiation times is:

$$E_n = E_{n-1} + \Delta t_n \times I_{med\ n} \times \frac{A_{ir}}{V_{total}}$$

where:
$E_{n,\ n-1}$ = solar energy accumulated at different irradiation times n and n-1, [kJ/L];
Δt_n = irradiation period = $t_n - t_{n-1}$, s;
$I_{med\ n}$ = average irradiance during Δt_n, [W/m^2]:
A_{ir} = irradiated area, [m^2].

Characteristics of polluted water

The experiments of advanced oxidation were conducted on groundwater samples from a monitoring well belonging to SC OLTQUINI SA, a company processing Lindane. For physical-chemical characterization of water samples were applied the following analytical methods: gas-chromatography (Lindane, Σ HCH), ion- chromatography (Cl^-, SO_4^{2-}), molecular absorption spectrometry (Fe^{2+}), gravimetry (suspended solids) and COD-Cr.
Characterization data showed in table 1 emphasize a high level of HCH isomers of tens of µg/L ($MAC_{\Sigma HCH}$ = 0.042 µg/L). Lindane is present at concentrations 1700 x higher than MAC for surface water (0.02 µg/L).

Tabel 1 Physical -chemical characterization of groundwater

Indicator	UM	Variation domains
pH	-	6.97-7.27
Cl^-	mg/L	170-196
SO_4^{2-}	mg/L	35-52
Fe	mg/L	0.09-0.1
Suspended solids	mg/L	44-52
COD	mgO_2/L	70.4-78.8
γHCH(Lindane)	µg/L	18.01-34.01
ΣHCH	µg/L	52.25-68.68

RESULTS AND DISCUSSIONS

Organic pollutants degradation by solar-Fenton process is based on the oxidizing effect of OH• radicals, in-situ generated by decomposing H_2O_2, under catalytic action of Fe^{2+}:

$Fe^{2+} + H_2O_2 \rightarrow Fe(OH)^{2+} + OH•$

In the presence of sun light, the photoreduction of $Fe(OH)^{2+}$ species assures Fe^{2+} regeneration and supplementary OH• radicals, which accelerates the process of pollutant degradation.

$Fe(OH)^{2+} + h\nu \rightarrow Fe^{2+} + OH• + OH^-$

Influence of Fe^{2+} concentration and irradiation time

Considering that Fe^{2+} is the photocatalyst for generation of OH• radicals, this parameter was studied on Lindane turnover in order to establish the optimum degradation conditions.

The experiments were performed under certain operating conditions: pH=2.5-3; $[Lindane]_0$ = 34 µg/L; ΣHCH=68.68 µg/L; $[Fe^{2+}]$ = 15-50 mg/L; $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ = 1:8; t_{irr} = 50-200 min; I_{med} = 30W/m^2. The analysis of the results, presented in table 2 reveals the following aspects:

- increasing photocatalyst concentration and irradiation time had a positive effect on Lindane degradation as well as on other HCH isomers, due to increasing absorbance of light which intensified the in-situ generation of free OH• radicals;
- degradation of other HCH isomers is higher than Lindane due to its high resistance of this isomer to oxidation;
- the highest degradation efficiencies of 96-98% of HCH were recorded at $[Fe^{2+}]$ = 50mg/L si t_{irr} = 200min.

Table 2. The influence of photocatalyst concentration and irradiation time on the Lindane degradation efficiency. $[Lindane]_0$ = 34.01µg/L; $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ = 1:8

t_{irr}, min	Fe^{2+}, mg/L	H_2O_2, mg/L	Lindan, µg/L	ΣHCH, µg/L	E, kJ/L	η_{Lindan}, %	$\eta_{\Sigma HCH}$, %	η_{H2O2}, %
0	**15**	**70**	**34.01**	**68.68**	-	-	-	-
50		<1	10.15	11.32	22.22	70.16	83.52	>98.57
100		<1	9.01	9.76	51.29	73.52	85.79	>98.57
150		<1	8.74	9.12	82.28	74.31	86.72	>98.57
200		<1	8.67	8.86	105.59	74.52	87.10	>98.57
0	**25**	**125**	**34.01**	**68.68**	-	-	-	-
50		3.50	5.91	6.9	20.83	82.62	89.95	97.20
100		2.33	2.61	3.22	51.00	92.31	95.31	98.14
150		1.62	2.40	2.72	84.96	92.94	96.04	98.70
200		<1	2.24	2.40	115.16	93.41	96.51	>99.20
0	**50**	**250**	**34.01**	**68.68**	-	-	-	-
50		11.51	3.48	4.04	24.88	89.77	94.12	95.40
100		7.43	1.41	1.69	55.80	95.84	97.54	97.03
150		4.38	1.25	1.37	93.60	96.33	98.00	98.25
200		2.15	1.18	1.23	126.45	96.52	98.21	99.14

Influence of H_2O_2 concentration and irradiation time

Taking into account that the level of OH• radicals depends on hydrogen peroxide concentration, the influence of H_2O_2 variation on Lindane and others HCH isomers degradation was studied.
For advanced oxidation of HCH isomers (tens µg/L) different doses of H_2O_2 were applied according to the molar ratio $[Fe^{2+}]:[H_2O_2]$ = 1:8-1:25 and also different irradiation times = 50-200 min at the optimal photocatalyst dose established in previous experiments and I_{med} = 30 W/m^2.
The experimental results presented in table 3 and 4 are emphasizing the following aspects:

- the increases of H_2O_2 concentration and Fe^{2+} concentration have similar effect on pollutant degradation;
- extension of samples irradiation time between 50 and 150 min. has a positive effect on pollutants degradation; this is more pronounced in the first 50 min. of irradiation and is
- significantly diminishing later, due to decrease of substrate concentration;
- at identical conditions of operation the degradation efficiencies of pollutants decrease with increasing of their concentration and [Lindane]/[ΣHCH] ratio; this is due to formation of degradation intermediates which compete with HCH isomers for OH• radicals consume, as well as higher resistance of Lindane to oxidation, compared to the other HCH isomers;
- Involvement of •OH in secondary reactions is sustained by the evolution of H_2O_2 consumption, which increases with pollutant concentration; this effect is pronounce for prolonged irradiation;
- Advanced degradation of HCH isomers with more than 99.9% efficiency is recorded after applying doses of H_2O_2 between 500-750mg/L and irradiation times of 150min., the remanent pollutants concentrations complying with discharging limits for surface water (Lindane ≤ 0.02 µg/L, ΣHCH ≤ 0.042 µg/L).

Table 3. The influence of H_2O_2 concentration and irradation time on the Lindane degradation efficiency. $[Lindane]_0$ = 18.01µg/L;$[Fe^{2+}]$=50mg/L

t_{ir}, min	$[Fe^{2+}]/[H_2O_2]$	H_2O_2, mg/L	Lindan, µg/L	ΣHCH, µg/L	E, kJ/L	η_{Lindan}, %	$\eta_{\Sigma HCH}$, %	η_{H2O2}, %
0	**1/8**	**250**	**18.01**	**52.25**	-	-	-	-
50		16.15	1.16	1.58	24.23	93.57	96.98	93.54
100		12.30	1.04	1.25	56.18	94.12	97.61	95.08
150		10.90	0.98	1.07	90.72	94.52	97.95	95.64
200		9.97	0.95	0.98	118.72	94.72	98.12	96.01
0	**1/16**	**500**	**18.01**	**52.25**	-	-	-	-
50		38.15	0.16	0.33	22.73	99.10	99.37	92.37
100		31.25	0.07	0.12	51.93	99.60	99.77	93.75
150		28.60	0.02	0.02	77.79	99.89	99.96	94.28

Table 4. The influence of H_2O_2 and irradation time on the Lindane degradation efficiency. $[Lindane]_0$ = 34.01µg/L;$[Fe^{2+}]$=50mg/L

$t_{ir.}$, min	$[Fe^{2+}]/[H_2O_2]$	H_2O_2, mg/L	Lindan, µg/L	ΣHCH, µg/L	E, kJ/L	η_{Lindan}, %	$\eta_{\Sigma HCH}$, %	η_{H2O2}, %
0	**1/8**	**250**	**34.01**	**68.68**	-	-	-	-
50		11.51	3.48	4.04	24.88	89.77	94.12	95.40
100		7.43	1.41	1.69	55.80	95.84	97.54	97.03
150		4.38	1.25	1.37	93.60	96.33	98.00	98.25
200		2.15	1.18	1.23	126.45	96.52	98.21	99.14
0	**1/16**	**500**	**34.01**	**68.68**	-	-	-	-
50		29.00	0.96	1.29	29.01	97.18	98.12	94.20
100		17.05	0.57	0.69	66.47	98.31	99.00	96.59
150		9.15	0.32	0.37	93.75	99.07	99.46	98.17
200		6.40	0.13	0.13	117.22	99.62	99.81	98.72
0	**1/25**	**750**	**34.01**	**68.68**	-	-	-	-
50		50.14	0.46	0.73	28.32	98.65	98.93	93.34
100		37.54	0.03	0.16	52.17	99.92	99.78	94.99
150		26.25	0.02	0.03	87.76	99.94	99.96	96.50

Technological solution for advanced degradation of Lindane from water

Based on the experimental results in solar photocatalytic pilot installation ($V_{irr.}$= 5.4L), it was established the technological flow sheet and the optimal operating parameters for efficient degradation of Lindane and other HCH isomers from tens of µg/L to concentrations under MAC.
The proposed technological flow sheet has the following steps:

- pretreatment through settling, applied optionally to remove solid suspensions over 60mg/L;
- solar photocatalysis (pH=2.5-3; Fe^{2+} = 50 mg/L; H_2O_2 = 500-750 mg/L; t_{irr}/µg HCH removed = 6 min; I_{med} = 30W/m^2);
- photocatalyst precipitation (pH=7-7.5) and filtration.

CONCLUSIONS

- the solar-Fenton process can be considered an efficient and cost effective method for advanced degradation of organochlorinated insecticides from water;
- high visible light absorbance of ferrihydroxo species, allows the replacement of UV sources with solar natural light. Use of solar light ensures the Fe^{2+} photocatalyst continuously regeneration in the OH• generation process, which has positive influence on pollutant degradation efficiency and it is a cost effective technology;
- photodegradation of Lindane from tens µg /L levels up to discharging limit into surface water can be performed by applying the following treatment flow: pretreatment (optional applied) – advanced oxidation (solar Fenton system) - precipitation-filtration.

REFERENCES

1. C.H.Walker, S.P.hopkin, R.M.silby, D.B. Peakal: Principles of Ecotoxicology, CRC Press, New York, USA, 2006, 123.
2. Y.F.Li: Global technical hexachlorocyclohexane usage and its contamination consequences in the environment: from 1948 to 1997. Science of the Total Environment, **232** (3), 121 (1999).
3. H.X.Huang: Discussion on environmental contamination and related problems caused by organochlorine pesticides. Pest Management Science. **25** (1), 26 (1989).
4. F.Vosniakos, V. Gabriela, J.Petrte, L. Cruceru, M.nicolau, M.mitruta, V.Iancu, I.Cruceru, A.Varga, M.Golumbeanu: Assessment of the quality of the delta aquatic ecosystem-surface water and sediment. Journal of Environmental Protection and Ecology, **9** (2), 255 (2008).
5. T.Albanis, F.Vosniakos, K.Nikolaou, G.Vasilikiotis, M.Kochubovski, D.Gjorgjef, CH. Diamantopoulos, D.Lampropoulou, K.Zavalaris, P.Selimi: Axios river pollution. Part I. the pesticides. Journal of Environmental Protection and Ecology, **10** (1), 32 (2009).
6. A.M.Nienow, J.C.Bezares-Cruz, I.C.Poyer, I.Hua, CH.T.Jafvert: Hydrogen peroxide-assisted UV photodegradation of Lindane.Chemosphere, **72** (11)**,** 1700 (2008).
7. CH.Guillard, P.Pichat, G.Hubert, C.Huang-Van: The GC-MS analysis of organic intermediates from the TiO_2 photocatalytic treatment of water contaminated by Lindane (1α, 2α, 3β, 4α, 5α, 6β-hexachlorocyclohexane). Journal of Advanced Oxidation Technologies. **1** (1), 53 (1996).
8. A.Hiskia, A.Mylonas, D.Tsipi, E.Papaconstantinous: Photocatalytic degradation of Lindane in aqueous solution. Pesticide Science, **50** (2), 171 (1997).
9. Y.Guo, Y.Wang, C.Hu, E.Wang: Microporous polyoxometalates PoMs/SiO_2: synthesis and photocatalytic degradation of aqueous organochlorinated pesticides. Chemistry of Materials, **12** (11), 3501 (2000).
10. A.Zaleska, J.Hupka, M.Wiergowski, M.Biziuk: Photocatalytic degradation of Lindane, pp'-DDT and Methoxichlor in aqueous environment. Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry, **135** (2-3), 213 (2000).
11. H.B.Fu, X.Quan, H.M.Zhao: Photodegradation of γ-HCH by α-Fe_2O_3 and the influence of fulvic acid. Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry, 173 (2)**,** 143 (2005).
12. P.L. Huston, J.J. Pignatello**:** Degradation of selected pesticide active ingredients and commercial formulations in water by the photo-assisted Fenton reaction. Water Research. **33** (5), 1238 (1999).
13. A. Goi, M. Trapido: Hydrogen peroxide photolysis, Fenton reagent and photo-Fenton for the degradation of nitrophenols: a comparative study. Chemosphere, **46** (6), 913 (2002).

Experiences with decentralized wastewater treatment units in the Netherlands

Boele de Jong J, Hoenderdos P.

HISTORICAL VIEW

In the mid 90's almost 100% of the domestic users in the Netherlands were connected to a sewerage system.

During the preceding years many small wastewater treatment plants (those for small villages and in rural areas with capacities les than some 5.000 PE) were shutdown and the scale of sewerage systems was enlarged.

In the Netherlands this was possible as the country is flat and the population density is high with exception of some agrarian and touristic areas.

But especially in these areas isolated farms and touristic centers had no connections due to the high costs of connections to the main pressure pipes.

At that time (1998) the government decided that also these users had to be connected to the larger sewerage systems or had to have their own private wastewater treatment.

It took several years - until the beginning of this century - until the legislation was mature. In 2009 the latest adjustments and details were regulated based on experiences of the preceding years.

The objectives were clear, standards (for effluent etc.) were set and the financing was organized.

Three levels of treatment were distinguished based on the effluent from the treatment:
Class I: effluent from improved septic tanks
Class II: high yield biological treatment
Class III: effluent in accordance with standards for bigger systems.

Afmitech Friesland was one of the innovative companies who developed their own system with special focus on the small seize and still full biological treatment.

Other companies on the market tried to be successful with downsized bigger treatment plants or with improved septic tanks.

A certification system was developed and a few systems among which those of Afmitech Friesland were actually certified.

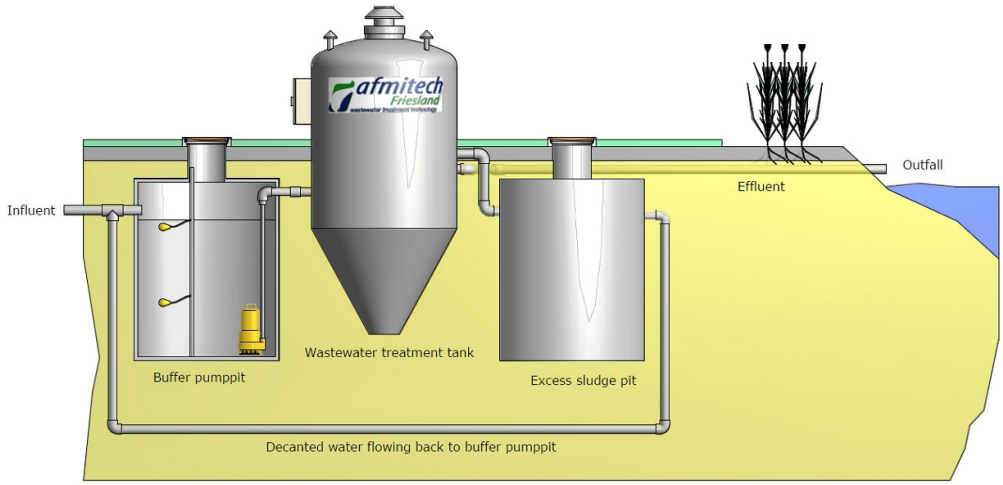
However: many projects were executed by the larger engineering companies and investment costs were in many cases of more importance than quality of the process or operating and maintenance costs.
Nevertheless Afmitech Friesland has since 2000 installed more than 400 units ranging from 5 to 200 population equivalents.

And also for industrial applications Afmitech Friesland has installed several units (among which also IBS systems for larger capacities).

During these years quite some experience has been obtained with respect to process quality, O&M, costs etc.

Looking backwards the critical success factors of the products and projects can be determined.
The conditions, experiences and critical success factors of the following projects in the Netherlands will be discussed to some extend during the presentation.

Basic scheme of the Bever IIIA and IBS decentralized wastewater treatment units



PROJECTS

<u>The island Tiengemeten</u>

Tiengemeten is located in the province South-Holland and is a part of the municipality Korendijk. In 1990 it was decided to transform the agricultural function of the island into a unique nature resort. It is now the biggest nature development project of the Netherlands after buying out the landowners.
The dimensions of the island are about 8.5 kilometers in length and 3 kilometers width. Actually, there was no direct connection from the island to the sewerage system and wastewater treatment on the mainland. But recently (2009) Afmitech has installed one unit, which is meant for the whole island. A total of 9 sewage pumping stations are transporting the wastewater of over 150 recreational households towards a decentralized wastewater treatment installation.
Yearly some 30.000 tourists are visiting the island.
By commission of the municipality of Korendijk the decentralized wastewater treatment installation was erected by Afmitech Friesland BV and consists of a dug in treatment plant with a diameter of 2.8 meters, a total height of 6 meter and sticks 2 meter above ground level. In the high season this installation processes more than 22 m³ of wastewater a day. Furthermore, a buffer pump sump and an excess sludge sump, which are completely buried, are applied. The remote control is performed by CARS telemetry system and is designed and built by YP Telemetry BV in Drachten in conjunction with Afmitech Friesland BV.
Success factor for this application is the flexibility of the system: the wastewater load is unpredictable (weather conditions, season, type of visitors).

Bungalow and recreating park "Speelmansplaten"

Speelmansplaten is located in the province Zeeland and is a part of the municipality Tholen. In 2011 a project development agency started building of 80 bungalows and a restaurant.
Speelmansplaten is part of the road on the dike "Oesterdam" through the water "Oosterschelde" between the city's Tholen and Bergen op Zoom. There was no direct connection to any wastewater treatment plant. The first idea was to construct a wastewater pressure pipeline of about 7 kilometers to the central sewage treatment plant of the city Tholen.
However, the high costs for the pressure pipeline (seven times higher) in comparison to a decentralized wastewater treatment unit made them change teir mind. Moreover, the wastewater treatment plant of Tholen was already at its maximum load. Thus the authorities decided to treat the wastewater whit a decentralized wastewater treatment system of Afmitech. Other decentralized systems dropped out due to lesser process specifications.
The decentralized wastewater treatment installation was erected by Afmitech Friesland BV and consists of a dug in treatment plant with a diameter of 3.6 meters, a total height of 6,5 meter and sticks 2 meter above ground level. In the high season this installation processes 40 m^3 of wastewater a day. Furthermore, a 20 m^3 buffer pump sump and a 20 m^3 excess sludge sump, which are completely buried, are applied. The remote control is performed by CARS telemetry system and is designed and built by YP Telemetry BV in Drachten in conjunction with Afmitech Friesland BV.

Sneekerhof Marina

Sneekerhof marina is located at the Princess Margrietkanal near the village of Jirnsum and is a part of the municipality Boarnsterhim (province Friesland).
This turnkey project includes the erection of a wastewater treatment installation type Bever IIIA near the toilet and shower building and the installation of a grease trap to benefit the restaurant, a pumping station at the west side near the houseboats and holiday chalets and a pressure pump unit near the houseboat of the administrator at the east side. The excavation work for this project is conducted in cooperation with a local contractor.
The wastewater treatment installation consists of a dug in wastewater treatment plant with a diameter of 2.4 meters, a total height of 5.6 meters and sticks 1.5 meters above ground level. In the high season this installation processes 16 m^3 of wastewater a day. Furthermore, a buffer sump and an excess sludge sump, which are completely buried, are applied. The system also consists of a grease trap for the restaurant, a pumping station and a pressure pump unit.

Community and diary farm near Arad (Romania)

In November 2009 Afmitech Friesland from the Netherlands has placed a wastewater treatment system in Romania. The system that has been placed is a Bever IIIA and will treat the domestic wastewater of a community of approximately 180 persons. Besides the domestic wastewater the system also treats the wastewater of the dairy farm itself, excluding flush water from the milk parlor. The wastewater treatment of the community near the farm was part of the permit needed for the establishment of the dairy farm.
The wastewater treatment system is placed in the outskirts of the city Arad in the west of Romania.
The Bever IIIA works according to the biological 'activated sludge'. With this principle bacteria that live in the wastewater are used to decompose the wastewater. The buffer pump sump for the influent wastewater and the excess sludge sump for the secondary surplus sludge has been installed by the client. A telemetry system with a GSM mobile signal, type "Cars", is applied for managing the remote control from distance.

The used treatment plant has a diameter of 2.8 meters, a total height of 6 meter and sticks 2 meter above ground level. The buffer pump sump and an excess sludge sump, who are completely buried, are applied. These sumps each have a volume of 20 m^3.
The nominal load with normally domestic wastewater is 18 m^3 a day. But this system is designed and tested for a structural load from 7,5 up to 27 m^3 a day. This big structural range from 40% up to 150% is possible because of the buffer pump sump in relation with a intellectual, bus easily, aeration and surplus sludge discharge system. Incidental is a load up to 200% possible.
Two mechanicals of Afmitech Friesland installed and started up the system into three day's. This was possible with thanks for perfect pre works of the client. By arrival of the mechanics the influent buffer pump sump en excess sludge sump were already placed. Also the piping from the community and the 380/400 volts electric cable were prepared. A local constructor did the assistant with a digging crane. The active sludge, 7 m^3, for starting up the Bever system was arranged by the wastewater treatment system of the city Arad.

EVALUATION AND DEVELOPMENT TRENDS

In the beginning of 2011 an independent consultant has made an evaluation – initiated by 18 municipalities and 3 water boards - of the installed systems in the Netherlands with respect to technical issues, operating costs, effluent output and customer satisfaction.
Some 1,600 individual (from single units to decentralized systems) wastewater units were evaluated of which some 60 of Afmitech.
The results of this evaluation show a variety of defects of the installations especially of the more simple and cheaper types. The systems of Afmitech Friesland were assessed as one of the best.
The effect of continuously improving the process and technical quality of the units can also be seen by the latest trends.
The first installations are now at the point to be replaced, especially those with poor process quality resulting in effluent that doesn't meet the standards.
Afmitech Friesland is making good profit of this trend.
Although in a country like the Netherlands the market for new wastewater treatment plants is very limited, Afmitech Friesland had recently obtained new projects of which the one on Tholen has been described.
New challenges are in countries like Romania where authorities and experts – among which engineering companies – should not make the same mistakes as were made in the Netherlands by focusing on investment costs instead of on quality of process and O&M and on total costs of ownership.

Secţiunea 2:

Soluţii moderne de colectare şi epurare a apelor uzate în comunităţi mici

Reţelele de canalizare sub presiune – solutie raţională pentru colectarea şi evacuarea apelor uzate menajere produse în localităţile rurale

Perju S.[1], sorin.perju@utcb.ro, Tudor G.[2] , george.tudor@wilo.ro
[1]Şef lucrări, Departamentul de Inginerie Hidrotehnică, Universitatea Tehnică de Construcţii Bucureşti
[2]Director Staţii de pompare prefabricate, WILO România s.r.l

Abstract
In recent years, together with the social and economical changes, the concern for the water and wastewater supply systems has arisen up. At present, the investments in the water and wastewater supply sector are allocated to the rehabilitation and the development of the water supplies and sewerage systems in towns and to the accomplishment of new water supply and sewage systems in the rural areas. For the rural areas the execution and the performance of the sewerage system is designed according to the wastewater flows, the discharge in the collector system depending on the geographical area. Thereby, this paper describes the best option for the development and execution of the sewerage systems in terms of cost-effective option and minimal exploitation.

Keywords
Sewerage system functioning, underpressure sewerage network, wastewater

INTRODUCERE

Parte integrantă a infrastructurii hidroedilitare a localităţilor, constructia reţelelor de canalizare constituie o prioritate majoră a programelor de dezvoltare durabilă, deoarece pe de o parte asigură un nivel de civilizaţie mai ridicat pentru locuitori, iar pe de altă parte rezolvă unele dintre problemele legate de protecţia mediului, prin evacuarea controlată a apelor uzate rezultate în urma folosinţelor de apă a consumatorilor casnici şi industriali existenţi pe raza localităţii respective.
Având în vedere importanţa, necesitatea şi răspândirea acestor reţele, preocupările proiectanţilor şi specialiştilor din domeniu au fost orientate pentru perfecţionarea şi dezvoltarea unor soluţii raţionale pentru construcţia şi exploatarea reţelelor de canalizare. Tematica s-a dezvoltat continuu, motiv pentru care până în prezent, în acest domeniu pe lângă o bogată literatură de specialitate s-au dezvoltat şi o serie de noi concepte de realizare şi funcţionare a reţelelor de canalizare cu ajutorul cărora pot fi rezolvate problemele privind colectarea şi transportul apelor de canalizare provenite din cadrul aglomerarilor urbane.
În prezent, în Romania datorita urbanizarii excesive şi a creşterii cerinţelor de apă, reţelele de canalizare tind să devină sisteme complexe de mare întindere, cu costuri de exploatare foarte ridicate, motiv pentru care nevoia de reabilitare/extindere şi regândire a acestor reţele devine o problemă deosebit de importantă în cadrul optimizării atât a costurilor de investiţii şi a cheltuielilor de exploatare şi întreţinere, precum şi cea a rezolvării problemelor legate de sănătatea locuitorilor şi de protecţie mediului înconjurător.
Măsurile de protecţie a mediului pe care trebuie să le îndeplinească România pentru a se alinia normelor europene, prevăd realizarea până la sfârşitul anului 2018 de sisteme centralizate de alimentare cu apă potabilă şi canalizare, care să fie corect şi eficient exploatate [1]. Funcţionarea corectă şi eficientă a sistemului de alimentare cu apă nu poate fi realizată fără asigurarea colectării şi epurării apelor uzate din localitate, motiv pentru care va trebui construită simultan cu sistemul de alimentare cu apă şi sistemul de canalizare. În acelaşi timp, datorită faptului că termenele sunt foarte scurte, realizarea şi implementarea acestui deziderat necesită un efort deosebit atât din punct de vedere financiar, cât şi tehnic, deoarece complicaţiile legate de realizarea unor asemenea sisteme

în mediul rural (pentru aproximativ 40% din populaţia ţării) sunt mult mai mari comparativ cu sistemele de canalizare din zonele urbane (în oraşe populaţia este obişnuită cu un asemenea sistem, întreţinerea sistemului este mai simplă, costurile de exploatare sunt mai mici, iar resursele financiare ale populaţiei sunt mai mari, ceea ce face ca sistemul de canalizare să fie mai sustenabil comparativ cu cel din zonele rurale).

ASPECTE CONSTRUCTIVE SI FUNCTIONALE ALE RETELELOR DE CANALIZARE

Reţelele de canalizare constituie obiectul cel mai dezvoltat al sistemului de canalizare şi sunt construcţii de mari dimensiuni, a căror lungimi, în mod normal sunt egale cu lungimea străzilor pe care sunt amplasate imobile cu funcţionalitate casnică, socială, economică etc. Soluţiile care pot fi adoptate pentru realizarea reţelelor de canalizare au fost dezvoltate în timp, pe măsură ce a fost nevoie de rezolvarea unor cazuri practice, funcţie de caracteristicile zonei canalizate, de importanţa obiectivelor existente în localitate, de calitatea apelor de canalizare, de materialele şi tehnologiile existente.

Reţea de canalizare gravitaţională

Concepută şi dezvoltată de cel puţin 4.000 de ani, reţeaua de canalizare gravitaţională, are o largă aplicabilitate, fiind practic cel mai utilizat sistem de colectare, evacuare şi transport a apelor uzate produse din aglomerările urbane. Modul de funcţionare al acestor reţele de canalizare poate fi realizat total gravitaţional, dar există şi reţele care nu pot funcţiona fără o pompare succesivă (în staţii de pompare, simbolizate SP în figura 1).
Atunci când vom decide conceperea unei reţele de canalizare pentru care se adoptă curgerea gravitaţională cu nivel liber într-o localitate rurală, vom constata că unele aspecte ce ţin de funcţionarea corectă a reţelei nu pot fi realizate, deoarece există o serie întreagă de restricţii ce nu pot fi îndeplinite în exploatare. Ca urmare, vom constata că în reţeaua de canalizare, viteaza apei nu poate realiza valoarea minimă de autocurăţire de 0,7 m/s cel puţin odată pe zi, astfel încât să se evite colmatarea colectoarelor de canalizare [2]. Acest inconvenient este generat de următoarelor aspecte:

- debitele de ape uzate sunt foarte mici;
- diametrul minim al tubului colector trebuie să fie de 250 mm, indiferent de mărimea debitului, conform standardelor şi normativelor tehnice în vigoare;
- conform SR-EN 752, panta colectorului trebuie să fie 1/DN, deci minimum 4‰;
- pentru un tub/colector din PVC, pentru a avea o viteză de peste 0,7 m/s, ar trebui ca debitul la secţiune plină să fie de cel puţin 35 l/s; la o localitate cu 5.000 de locuitori (o localitate mare), pentru un debit specific de 100 l/om·zi, respectiv un coeficient de variaţie zilnică egal cu 1,3 şi un coeficient de variaţie orară egal cu 2, valoarea totală a debitului abia atinge 15 l/s (şi aceasta în punctul final, înainte de staţia de epurare);
- racordarea la reţea se realizează în timp, datorită situaţiei financiare precare a locuitorilor din mediul rural, motive pentru care funcţionarea şi sustenabilitatea sistemului de canalizare devine incertă;
- este posibilă introducerea în reţeaua de canalizare a unor ape neconforme, deoarece educaţia folosirii corecte a canalizării este într-o fază incipientă;
- existenţa unui număr ridicat de staţii de pompare reduce semnificativ siguranţa funcţionării: o avarie (lipsă de energie) la o treaptă de pompare poate bloca o mare parte a reţelei;

materialul din care sunt realizate reţelele de canalizare (PVC, PAFSIN, beton etc.) are o mare influenţă: reţelele de canalizare realizate din materiale plastice (PVC, PAFSIN) prezintă o serie de avantaje, fiind net superioare reţelelor de canalizare realizate cu tuburi din beton. Având o rugozitate mult mai mică (PVC, PAFSIN) comparativ cu betonul, reţelele de canalizare din materiale plastice asigură o curgere mai bună, evitându-se depunderile şi începerea fermentării apei

uzate în colectoare. Totodată sunt mult mai rezistente la agresivitatea solului şi a apelor de canalizare [6].

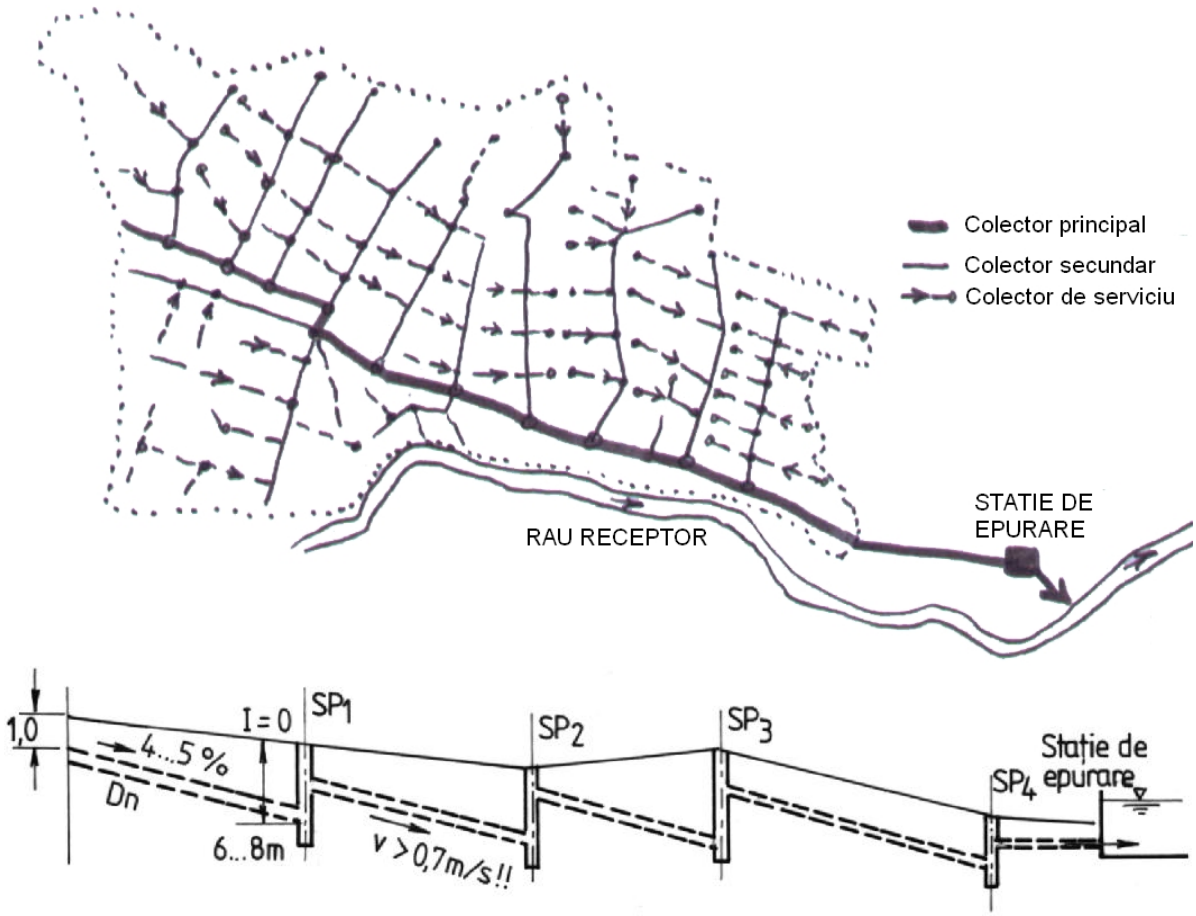


Fig. 1 Sistem de canalizare cu funcţionare gravitaţională şi pompare succesivă

Reţea de canalizare funcţionând sub vacuum

Pentru zonele în care terenul este plat, debitele sunt mici şi foarte variabile, nivelul apei subterane este ridicat, sau acolo unde costurile de exploatare şi întreţinere a reţelei de canalizare gravitaţionale sunt foarte mari, soluţia ce poate fi adoptată pentru canalizarea apelor uzate menajere o poate reprezenta reţeaua de canalizare sub vacuum (figura 2).

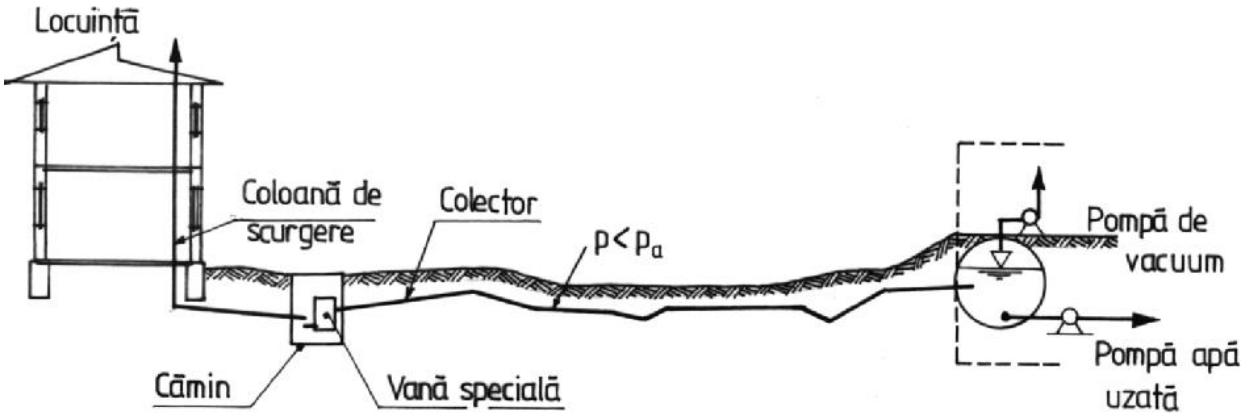


Fig. 2 Schema canalizării funcţionând sub vacuum

Prima reţea de canalizare sub vacuum a fost construită în Olanda, în anul 1863, fiind realizată din tuburi de azbociment, cu supape mecanice şi pompă de vid acţionată de o maşină cu aburi. De atunci şi până în prezent, progresul tehnic în acest domeniu a condus la realizarea unor sisteme de canalizare moderne, construite din conducte de polietilenă elastice, îmbinate cu fitinguri prin procesul de electrofuziune, pentru care vidul necesar se produce cu cele mai moderne pompe de vid în staţii complet automatizate, iar supapele de vacuum funcţionează pneumatic, prezentând fiabilitate mare în exploatare. Astfel în numeroase ţări ale lumii, printre care Japonia, Marea Britanie, Irlanda, Venezuela, Ungaria, Polonia, SUA etc., funcţionează deja sisteme de canalizare sub vacuum [3].
Funcţionarea reţelelor de canalizare sub vacuum este dependentă de: mărimea pierderilor de vacuum în regim static şi dinamic de funcţionare, produse de lifturile conductelor vacumate; de numărul şi distanţa dintre lifturi; de tipul şi locul de formare a dopurilor/acumularilor de apă; de tipul de revenire şi refacere a vidului, de modul de execuţie, exploatare şi întreţinere a sistemului [4].
În ţara noastră sunt începute câteva astfel de sisteme (la Borş sistemul ar trebui să fie funcţional deja), iar experienţa se va extinde probabil, datorită avantajelor pe care le prezintă:

- diametre mici ale tuburilor colectoare: 90÷200 mm;
- curgerea apei prin canalizare este guvernată de vacuumul de la capătul aval al colectorului, fiind independentă de panta terenului;
- extindere reţelei se poate realiza progresiv (după o soluţie generală din faza de proiect);
- lipsa mirosului, deoarece tot sistemul este etanş şi aerul evacuat la staţia de vacuum este filtrat pe cărbune activ;
- funcţionarea este dinamică, deoarece supapele amplasate în cămine se deschid la colectarea unui volum de 40 de litri de apă; mişcarea repetat violentă a apei şi aerului produce o solicitare a tubulaturii; tuburile vor trebui constituite din materiale mai bune (PVC PN6);
- adâncimea de execuţie depinde, în principal, doar de adâncimea de îngheţ;
- se evită racordarea frauduloasă, deoarece găurirea colectorului generează automat dezamorsarea întregului sistem;
- se poate amplasa mai aproape de reţeaua de apă potabilă, deoarece exfiltraţiile din canalizare sunt practic zero;
- are o singură staţie de pompare, a cărei siguranţă în funcţionare poate fi controlată.

Pot fi menţionate câteva dezavantaje ale sistemului:

- este privit cu neîncredere, ca orice lucru nou;
- aparent, are un consum mai mare de energie, din cauza pompei de vacuum, care are un randament mic; un calcul corect în aceleaşi condiţii comparativ cu o canalizare gravitaţională arată că dezavantajul nu este semnificativ;
- execuţia reţelei trebuie facută în bune condiţii, deoarece funcţionarea etanşă este esenţială; etanşeitatea trebuie verificată la vacuum, lucru care nu se face la canalizarea gravitaţională;
- funcţionarea dinamică (din punct de vedere hidraulic, mişcarea este nepermanentă şi bifazică) solicită materialul conductei, care de regulă este din PE tuburi sudate cap la cap;
- nu se poate aplica în condiţiile unui teren foarte denivelat, unde vacuumul depăşeşte 8m CA.

Reţea de canalizare funcţionând sub presiune

Dezvoltată relativ recent (35 ani), tot în ţările din vestul Europei, reţelele de canalizare sub presiune sunt reţele hidraulice de tip ramificat, care constituie o soluţie raţională şi viablă pentru colectarea, transportul şi evacuarea apelor uzate menajere din zonele a căror configuraţie topografică prezintă variaţii importante a formelor de relief. figura 3.

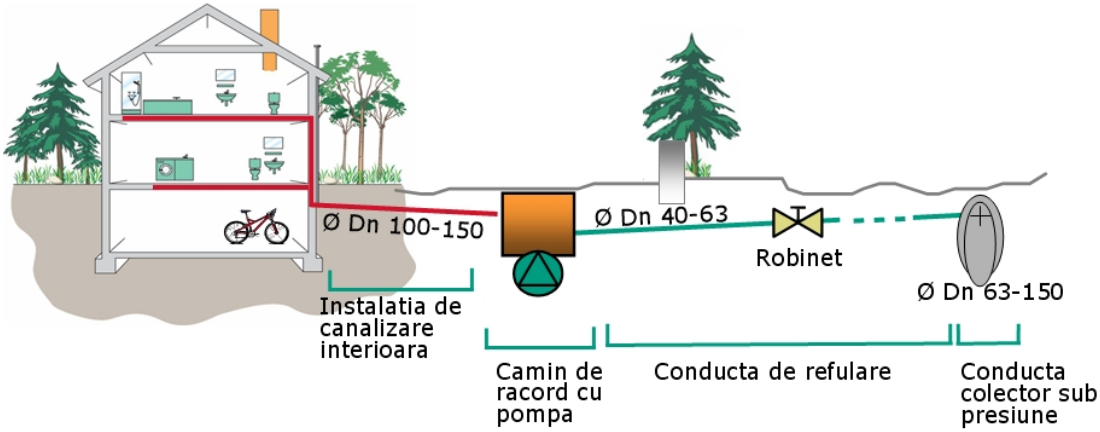


Fig. 3 Schema instalţiei de racordare la reţeaua de canalizare sub presiune

Funcţionarea unei astfel de reţea, figura 4, este determinată de presiunea dată de pompele amplasate în căminele de racord realizate şi montate corespunzător. Funcţionarea pompei existente în căminul de racord, este automatizată, prin prezenţa unui senzor de nivel care comandă pornirea pompei şi oprirea acesteia după o perioadă de timp prestabilită, funcţie de nivelul apei acumulate în cămin. Apa uzată de la fiecare consumator, sau un grup de consumatori apropiaţi, se acumuleză în căminul de racord; când căminul se umple cu apă, aceasta este pompată în conductele reţelei de canalizare.

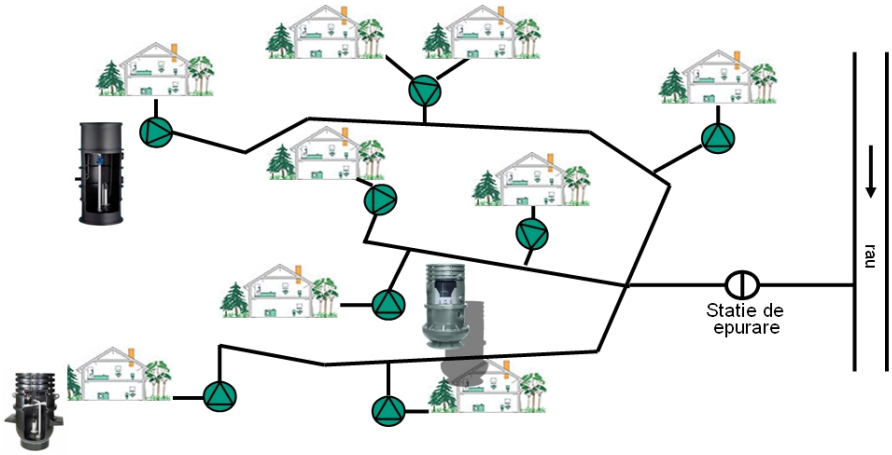


Fig. 4 Schema reţelei de canalizare funcţionând sub presiune

Calculele de dimensionare a conductelor reţelei de canalizare se realizează astfel încât viteza minimă de curgere a apei în conducte să corespundă valorilor prezentate în tabelul 1.

Tabel 1. Viteza de curgere a apei funcţie de diametru

Pozare conducte	Dn [mm]	Viteza [m/s]
conducte pozate orizontal	100	0.70
	150	0.80
	200	0.90
	250	0.95
	300	1.00
	400	1.10
conducte pozate vertical		1 … 1.50

Diametrele conductelor colectoare a reţelelor de canalizare sub presiune au valori mici (între 50...150mm); în secţiunea aval colectorul final deversează fie direct la staţia de epurare sau dacă sistemul de canalizare este parţial sub presiune deversarea se poate realiza într-un cămin de vizitare al sistemului de canalizare gravitaţională cu nivel liber.
Staţiile de pompare funcţionează aleatoriu; racordarea unui utilizator nou nu este posibilă fără acceptul supervizorului reţelei; reţeaua fiind închisă şi etanşă, nu produce miros; mai mult decât atât, pentru protejarea pompelor şi colectorului de înfundarea cu materiale grosiere, au fost realizate pompe cu tocător (pompe cu rotoare speciale cu dispozitiv de fărâmiţare a materialelor grosiere mari). Cheltuielile aferente consumului de energie este unul modest, de exemplu în tabelul 2 se prezintă analiza costurilor energetice pentru o casă unifamilială deservită de 1 staţie de pompare tip WS-WILO.

Tabel 2. Analiza cheltuielilor energetice

Gospodărie in care locuiesc 4 persoane	**Cantitatea de apă uzată = 0,48 m^3/zi**
Cămin de racord echipat cu pompa tip WILO având: Q=8mc/h; H=18 m şi P=1,5 kW	
Costul energie electrice	e = 0,65 RON/kWh
Cantitatea de ape uzate produsă într-un an	C = 0,48 x 365 = 175 m^3/an
Volumul util al SP	Vutil = 180 litri = 0,18 mc
Numarul de volume util /zi	0,48 /0,18 = 2,67 = 3 V utile /zi;
Timp de functionare al pompei pt a pompa un Vutil	0,18 / 8 = 0,0225 h x 60 = 1,35 min
Timp de functionare al pompei pt 1 zi	1,35 min x 3 V utile = 4,04 min/zi
Consum energetic / zi	4,05 x (1,5kW/60) = 0,10 kWh/zi
Consumul enegetic anual	ce = 0,1 kWh x 365 = 36,5 kWh/an
Cheltuieli energetice anuale	C_e = 36,5kWh x 0,65 RON = 23,73 RON / an
Costul unitar a energiei electrice pe mc apă uzată	$c_u = \frac{23,73}{175} = 0,136\ RON\ /m^3$

Căminele de racord care de fapt constituie o ministaţie de pompare, reprezintă o construcţie prefabricată din PEHD, complet echipată cu pompă cu rotor tocător şi instalaţie hidraulică aferentă compusă din conducta de refulare, clapet de sens şi robinet, figura 5.

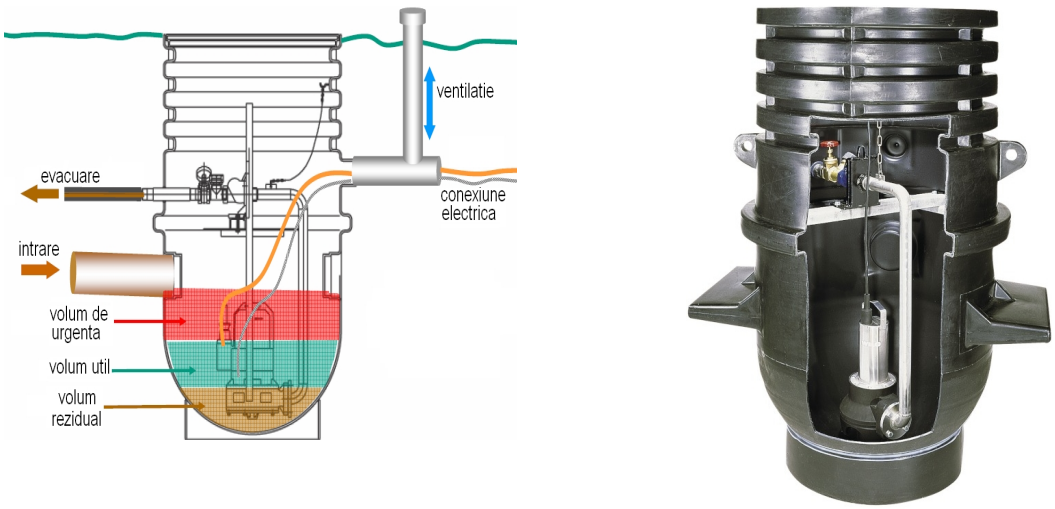


Fig. 5 Elemente componente a căminului de racord

Dimensionarea unei astfel de reţele ridică unele probleme, deoarece modul de restituire a apei potabile folosite şi transformate în apă uzată este necunoscut. Pentru a elimina acest inconvenient cercetările şi experienţa dobândită din exploatarea unor astfel de sisteme de canalizare implementate de către Compania WILO [5], a condus la dezvoltarea unei metode de determinare a debitelor de dimensionare a conductelor colectoare sub presiune, folosind o curbă de simultaneitate pentru calculul debitelor de ape uzate, figura 6.

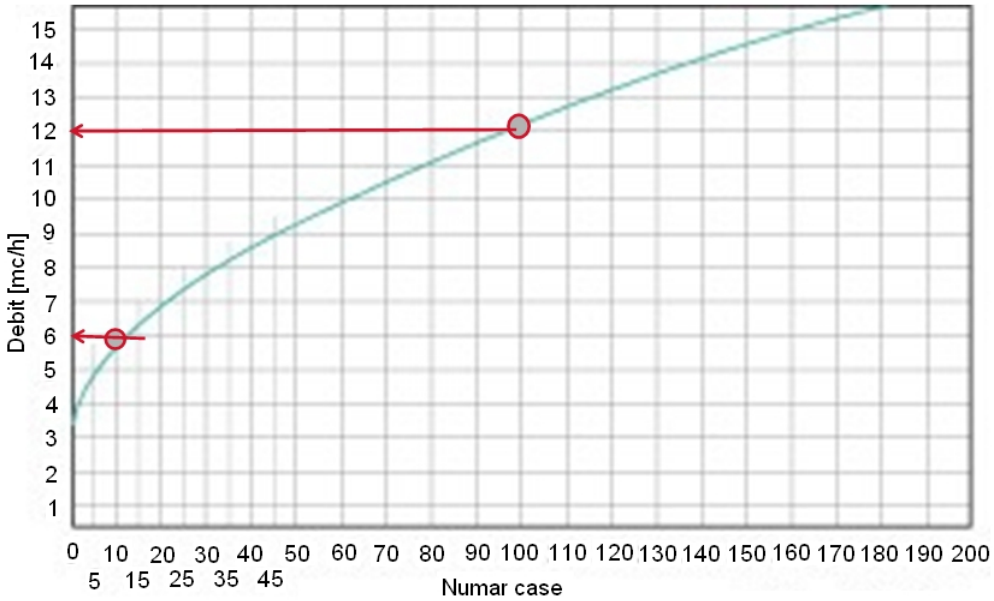


Fig. 6 Curba pentru calculul debitelor de apă uzată

CONCLUZII

Sistemele pentru colectarea, evacuarea şi transportul apelor uzate menajere tind să devină sisteme complexe de mare întindere, extrem de necesare aglomerărilor urbane. Această necesitate derivă mai mult din faptul că dezvoltarea şi extinderea acestor reţele contribuie la creşterea nivelului de trai al comunităţii, şi reducerea riscului de poluare a terenurilor localităţilor respective. În acest sens, construcţia reţelelor de canalizare constituie o oportunitate pentru administratorii localităţilor urbane şi rurale, iar preocupările acestora pentru găsirea unor soluţii tehnice optim economice constituie o prioritate pentru sustenabilitatea sistemului. Apariţia unor tehnologii noi de execuţie precum şi diversitatea producţiei de noi echipamente şi materiale oferă posibilitatea tratării acestor probleme la un nivel superior, care să permită îndeplinirea cerinţelor de proiectare, exploatare şi intreţinere a sistemelor de canalizare. Tematica s-a dezvoltat continuu, motiv pentru care astăzi, în acest domeniu, pe lângă o bogată literatură, s-au dezvoltat şi perfecţionat noi soluţii de funcţionare a reţelelor de canalizare. Printre soluţiile nou implementate se numără şi reţelele de canalizare sub presiune, reţele care prezintă o serie întreagă de avantaje pentru zonele în care relieful terenului sau nivelul ridicat al apelor subterane impiedică construcţia şi funcţionarea reţelelor de canalizare cu scurgere gravitaţională.

Principalele avantaje pe care le prezintă reţelele de canalizare sub presiune derivă din faptul că:

- costurile de investiţie sunt mici, datorită faptului că spre deosebire de reţelele gravitaţionale volumele de pământ excavate/umplutură sunt mult mai mici (conductele colectoare sunt montate la adâncimea de îngheţ), diametrele conductelor sunt mici (50...150 mm), nunecesită cămine de vizitare/inspecţie;
- lipsa mirosului, deoarece tot sistemul este etanş;
- adâncimea de pozare depinde, în principal, doar de adâncimea de îngheţ;

- restricţii de montaj a conductelor colectoare sunt mult mai permise faţă de reţeaua de apă, deoarece sistemul este sub presiune şi este etanş;
- flexibilitate în ceea ce priveşte topologia şi traseele conductelor colectoare;
- sunt evitate racordările frauduloase, sistemul fiind sub presiune racordarea se poate face doar cu aprobarea operatorului de reţea;
- are avantajul că este colectată doar apa uzată, menţinând în acest fel o concentraţie ralativ constantă, la intrarea în staţia de epurare, pentru principalii indicatori de calitate (MTS, CBO5, CCO, N, P);
- consumul de energie redus (3...4 kWh/lună/4PE);
- costuri de întreţinere mici (mentenanţa constă în verificarea anuală a pompei, robinetului şi clapetului de sens de către operatorul reţelei);
- induce o responsabilitate mai ridicată a consumatorilor de apă (se evită deversarea în canalizare a resturilor vegetale, uleiuri, grăsimi, reziduri menajere)

Pentru zonele rurale, s-a constatat că funcţionarea reţelei gravitaţionale este complicată; asigurarea unei exploatări adecvate este greu de realizat, motiv pentru care implementarea reţelelor de canalizare sub presiune reprezintă una dintre cele mai fiabile soluţii. Informaţiile necesare proiectării unei astfel de reţele constau în: studii topografice pentru cunoaşterea exactă a cotelor geodezice şi a amplasamentului gospodăriilor ce urmează a fi racordate la reţeaua de canalizare; cunoaşterea numărului de gospodării şi a numărului de locuitori pentru determinarea debitelor de calcul; cunoaşterea gradului de ocupare a localităţii (permanent-sezonier); condiţiile climatice ale zonei (adâncimea de îngheţ şi, temperatura medie a zonei); tipul de consumatori (casnici-industriali).

BIBLIOGRAFIE

[1] Asociaţia Română a Apei, *Raport Anual 2009*, Conferinţa tehnico-ştiinţifică "Dezvoltarea sistemelor de alimentare cu apă şi canalizare în comunităţi rurale", Bucureşti, 2010.
[2] Blitz, E., *Proiectarea canalizărilor*, Editura Tehnică, Bucureşti, 1970.
[3] Fábry, G., Péter, Al., *Pneumatic transport of waste water, vacuum sewerage system. History, operation principles, main parts, technical and economical advantages*, în Lucrările Conferinţei Internaţionale "Siguranţa sistemelor de alimentare cu apă şi canalizare" (organizată de Asociaţia Română a Apei), Bucureşti, 22-23 iunie, pp. 172-177, ISBN: 973-0-04416-3, 2006.
[4] Mirel, I., s.a, "*Utilizarea sistemelor vacuumate de canalizare pentru colectarea şi evacuarea apelor uzate menajere provenite de pe vatra colectivităţilor rurale*", Conferinţa tehnico-ştiinţifică Dezvoltarea sistemelor de alimentare cu apă şi canalizare în comunităţi rurale, Bucureşti, 2010.
[5] Seminar tehnic "Reţele de canalizare sub presiune", WILO, Kracovia, 2011.
[6] Perju, S., Mănescu, Al., *„Exploatarea sistemelor de alimentare cu apă şi canalizare",* Editura Conspress, Bucureşti, 2011.

Consideraţii privind realiyarea staţiilor de epurare în mediul rural

Luca M.[*], Luca A.L.[**], Mănescu A.[**], Alexandrescu A.[**]
[*] Profesor la Universitatea Tehnică „Gheorghe Asachi" din Iaşi, mluca2004@yahoo.com
[**] Doctorand la Universitatea Tehnică „Gheorghe Asachi" din Iaşi

Abstract
Rural areas of Romania are aligned in a development program with sewage and treatment plants systems. Eastern Romanian part has a fragmented landscape consisting of hills, plains and plateaus. Localities are grouped in number of 2 to 5 on a commune from an administrative point of view. Local topography and landscape influences the design and location of the sewage system and waste water treatment plants. A commune with 2 to 5 localities is equipped with a waste water treatment plant. This solution is not always the most efficient from the economical perspective. Research shows that optimal economic and operational solutions provide several commune or localities coupling to a treatment plant location. This requirement can not be accomplish in many situations because of the landscape, investment distribution and policy makers. Zonal protection of the environment is a factor influencing the location, structure and functional design and operation of a wastewater treatment plant.

Keywords
Economic effieciency, performance, rural areas, structure, technological lines, wastewater treatment plant

INTRODUCERE

În perioadă actuală de dezvoltare a României s-a extins proiectarea şi execuţia sistemelor de canalizare în mediul rural. Acestea deservesc localităţile grupate pe comune, obiective cu profil economic, agricol sau social. În perioada 1989-2005, dinamica reţelelor de canalizare a prezentat variaţie neuniformă în teritoriu, datorită în special absenţei unui program de investiţii susţinut, care sa fie corelat cu realizarea sistemelor de alimentare cu apă potabilă . Această corelare nu se poate realiza decât în contextul unui plan de dezvoltare a comunei şi localităţilor bazat pe concepte moderne, care să aibă ca obiectiv dezvoltarea tehnico-economică, dar şi protecţia mediului si sănătatea oamenilor.
Dotarea comunelor şi satelor României cu sisteme de canalizare a evoluat foarte lent în perioada 1989 - 2010, în comparaţie cu evoluţia alimentarilor cu apă. Această situaţie prezintă o discordanţă în programul de modernizare a mediului rural cu reţele hidroedilitare. Localităţile rurale grupate pe comune din punct de vedere administrativ prezintă o serie de particularităţi din punct de vedere a amplasamentului, reliefului, hidrografiei, drumurilor de acces etc., care influenţează în mod semnificativ modul de concepere a sistemului de canalizare, respectiv a staţiei de epurare.
Tendinţa actuală este de grupare a localităţilor pe staţii de epurare. În unele zone de amplasament, sistemele de canalizare a localităţilor rurale prezintă o poziţie izolată faţă de staţiile de epurare existente în zonă, sau de un emisar viabil, situaţie în care este necesară realizarea unei staţii de epurare se ridică o serie de probleme complexe cu influenţă asupra mediului. În alte situaţii, sistemele de canalizare rurale pot fi deservite de staţiile de epurare existente în zonă, la parametri funcţionali impuşi solicitaţi (debite de ape uzate, grad de epurare, mod de evacuare a apei tratate etc.).
O situaţie specială o prezintă localităţile rurale care impun o anumită configuraţie a sistemului de canalizare şi o poziţie specială a staţiei de epurare. Rezolvarea unor astfel de situaţii implică o analiză complexă şi studii detaliate în amplasament. În situaţii asemănătoare se încadrează şi obiectivele izolate cu secţii de producţie industrială sau agro-industrială, care impun realizarea şi exploatarea unei staţii de epurare.
Sistemele de canalizare realizate pentru localităţile rurale individuale sau grupate pe comune prezintă propria lor reţea de colectoare, construcţiile anexe, staţii de pompare, staţiile de epurare etc.

Avantajul unui astfel de sistem de canalizare, respectiv a unei staţii de epurare, poate fi dat de modul modern de concepere şi realizare, precum şi de utilizarea unor materiale şi tehnologii de execuţie noi.
Exploatarea sistemelor de canalizare şi a staţiilor de epurare aferente localităţilor rurale se realizează de cele mai multe ori de către firmele specializate judeţene sau urbane, iar în unele situaţii de firme locale. Gestionarea procesului de exploatare implică pregătirea unui personal calificat pe diverse domenii, având în vedere şi tehnicile noi utilizate în depoluarea apei uzate, evacuarea apei epurate şi monitorizarea funcţionării sistemului de canalizare.
O importanţă deosebită trebuie acordată componentei legislative pentru realizarea şi exploatarea sistemelor de canalizare şi a staţiilor de epurare realizate în mediul rural, care trebuie corelată cu legislaţia de dezvoltare şi administrare a localităţilor rurale.

Caracteristici geomorfologice cu influenţă asupra înfiinţării sistemelor rurale de alimentare cu apă în zona Moldovei

Asigurarea condiţiilor sanitare adecvate societăţii umane şi dezvoltarea economică impune realizarea echipării tehnico-edilitare a localităţilor rurale. În acest cadru intră şi realizarea sistemelor de canalizare a apelor uzate menajere şi construcţia staţiilor de epurare pentru diverse obiective în mediul rural. Existenţa sistemului de alimentare cu apă va realiza o îmbunătăţire a infrastructurii localităţilor grupate, în general, pe comune şi posibilitatea extinderii activităţilor economice, comerciale şi turistice în spaţiul rural.
Existenţa sistemului de canalizare va determina creşterea gradului de confort a locuinţelor şi implicit a gospodăriei rurale. Totodată, protecţia mediului în zonă va fi mult mai eficientă, asigurând reducerea poluării cu nitriţi a apei subterane. Prezenţa sistemului de canalizare va determina şi dezvoltarea economică existentă dar şi de perspectivă a localităţii sau comunei. Ultima decadă este caracterizată prin realizarea unui număr mare de sisteme de canalizare în mediul rural al Moldovei. Stratul de apă freatică din zona colinară şi de şes a Moldovei este puternic poluat de nitriţi, cloruri, sulfuri, în mare parte determinaţi de evacuarea necontrolată a apelor uzate menajere, precum şi a celor de la creşterea animalelor. Totodată, apa freatică este infestată în unele zone cu substanţe organice provenite din evacuările necontrolate de la populaţie şi centrele de producţie.
În zona Moldovei se remarcă formele de relief rezultate în urma unor procese de versant (alunecări de teren, prăbuşiri de straturi, şiroiri ori crearea de organisme torenţiale sub forma de ravene).
O particularitate importantă a zonelor de amplasament a sistemelor de canalizare din Moldova este reprezentată formaţiunile colinare şi de dealuri mici. Amplasamentele de acest tip impun un mod dificil de structurare a sistemelor de canalizare clasice (sisteme gravitaţionale). Zona luată în analiză, din punct de vedere geologic, face parte din cadrul unităţii structurale denumită Platforma Scitică. Soclul este alcătuit din roci cristalofiliene şi sedimentare vechi. Peste soclu se găseşte cuvertura Platformei Scitice, în grosime de 1000 m, fiind alcătuită din argile, gresii, calcare, marne, nisipuri.
Stratigrafic, depozitele sedimentare de cuvertură aparţin Bassarabianului, Cherssonianului, Meoţianului şi Cuaternarului. Cherssonianul este reprezentat litologic prin argile, marne cenuşii, compacte, micacee şi nisipuri cenuşii în grosime de câteva sute de metri. Meoţianul, este reprezentat prin argile, nisipuri şi rare intercalaţii lentiliforme de gresii calcaroase cimentate. Cuaternarului îi revin formaţiunile aluvionare, deluviale, proluviale de pe cursul râurilor şi loessoide de pe versanţi. Tectonic, depozitele sedimentare păstrează caracterul specific de platformă, fiind monoclinale.
Caracteristicile geotehnice şi hidrogeologice influenţează direct modul de amplasare şi adaptare la teren a construcţiilor şi instalaţiilor din cadrul sistemului de canalizare, precum şi cele ale staţiilor de epurare. Trebuie de menţionat că relieful de tip colinar din această zonă teritorială prezintă un potenţial ridicat de alunecare, fapt ce determină un risc mare în exploatarea construcţiilor şi

instalaţiilor. Prezenţa ravenelor şi a cursurilor de apă nepermanente impune luarea unor măsuri suplimentare la realizarea colectoarelor, a colectoarelor principale şi a celor de evacuare la staţia de epurare.
Înfiinţarea sistemelor de canalizare pentru localităţile rurale impune o serie de particularizări pentru a se corela cu formele de relief, cu caracteristicile geotehnice şi hidrogeologice variabile în amplasament, pe modul de a depăşi obstacolele, forme de relief, cursuri de apă, toate acestea influenţând investiţia iniţială şi cheltuielile generate de procesul de exploatare. De multe ori, pentru suprafaţa relativ redusă de teren amenajată, investiţia de bază prezintă valori destul de ridicate.

Particularităţi actuale în structurarea unui sistem rural de canalizare

Un sistem de canalizare realizat într-o localitate rurală prezintă în structura sa elementele specifice sistemului clasic, de tip gravitaţional, dar cu o serie de diferenţieri în privinţa amplasării colectoarelor, a numărului de staţii de pompare, caracteristicilor subtraversărilor etc. Caracteristicile zonei colinare implică moduri variate de amplasare a reţelei de colectoare pentru acoperirea suprafeţei canalizate.
Realizarea unui sistem de canalizare în mediul rural implică acţiunea în conlucrare a factorilor administrativi, tehnici şi politici. Proiectarea şi execuţia acestora s-a realizat în mod diferenţiat în timp şi în teritoriu. În zona rurală a Moldovei s-au realizat sisteme de canalizare de tip gravitaţional, cu toate că în unele situaţii un alt tip structural de sistem ar fi fost mult mai eficient (sisteme prin vacuumare, sisteme sub presiune sau mixte etc.).
O particularitate în zona analizată este dată de amplasarea în teritoriu a localităţilor rurale, unde modul de cuplare administrativ nu corespunde unor cerinţe tehnice de realizarea a sistemului de canalizare şi în special a staţiei de epurare.
Dezvoltarea economică viitoare şi prognoza demografică a zonelor amenajate trebuie luate în considerare la conceperea şi realizarea staţiilor de epurare. Localităţile amplasate la limita drumurilor internaţionale şi naţionale şi în aproprierea oraşelor mari prezintă o dezvoltare mai accentuată comparativ cu celelalte. De asemenea, numărul locuitorilor este în creştere.
Localităţile aflate la distanţe mari de oraşele dezvoltate, precum şi de căile de transport principale prezintă o putere economică sensibil diminuată şi o îmbătrânire accentuată a populaţiei. În multe cazuri subiectivismul manifestat în studiile de fezabilitate determină supradimensionarea sistemului de canalizare, cu implicaţii asupra costurilor de realizare, dar mai ales de exploatare.
În stadiul actual de proiectare a sistemelor de canalizare în mediul rural, cu particularizare pe zona de dealuri de înălţime medie şi mică, se disting câteva cazuri de concepere a acestui ansamblu. Caracteristicile tehnico-economice ale acestor cazuri de concepere şi realizare influenţează modul de structurare şi exploatare a sistemului de canalizare realizat în mediul rural:
Cazul I. Sistem de canalizare propriu unei comune formată din „n" localităţi şi având realizată propria staţie de epurare. Caracteristicile acestui sistem sunt următoarele:

- localităţile comunei sunt grupate teritorial şi se află la distanţe mici între ele;
- distanţele între localităţi sunt relativ reduse, fapt ce facilitează realizarea unor colectoare de evacuare fiabile din punct de vedere tehnic, sau a unor conducte de refulare cu consum energetic redus;
- staţia de epurare ocupă o poziţie centrală în teritoriul ocupat de localităţi şi la cotă minimă pentru a asigura funcţionarea gravitaţională a colectoarelor de evacuare;
- în zonă se află un emisar disponibil pentru a prelua apa depoluată fără restricţii din punct de vedere a protecţiei mediului;
- exploatarea staţiei de epurare şi a sistemului de canalizare se realizează de regia de specialitate judeţeană sau regională, sau de o firmă cu pregătire în acest scop.

Cazul II. Sistem de canalizare propriu unei comune formată din „n" localităţi şi evacuând apa uzată în staţia de epurare a unui centru urban din zonă. Caracteristicile acestui sistem sunt următoarele:

- localităţile sunt grupate teritorial şi se află la distanţe mici de un centru urban dotat cu o staţie de epurare;
- investiţia în sistemul de canalizare este sensibil redusă faţă de primul caz de proiectare;
- colectorul de evacuare este amplasat la limita sau pe drumul care realizează legătura cu centrul urban, iar transportul se realizează gravitaţional sau mixt (gravitaţional + pompare);
- exploatarea staţiei de epurare şi a sistemului de canalizare se realizează de regia de specialitate judeţeană sau regională, sau de o firmă cu pregătire în acest scop.
- aceasta poate fi situaţia cea mai favorabilă pentru exploatarea reţelei de canalizare, dar şi a staţiei de epurare urbană;
- cazul acesta de proiectare este aplicat în zona Moldovei şi prezintă rezultate favorabile în privinţa costurilor de exploatare, dar şi a calităţii procesului de tratare a apei uzate.

Cazul III. Sistem de canalizare propriu a două comune formate din „n" localităţi şi având realizată o staţie de epurare comună. Caracteristicile acestui caz de proiectare sunt următoarele:

- localităţile celor 2 sau 3 comune sunt grupate teritorial şi se află la distanţe mari de un centru urban dotat cu o staţie de epurare;
- populaţia aferentă celor două comune prezintă un număr redus, fapt ce influenţează valoarea debitelor evacuate în reţeaua de canalizare şi receptate de staţia de epurare;
- distanţele între localităţile rurale sunt relativ reduse, fapt ce facilitează evacuarea cu un consum material şi energetic redus, precum şi realizarea în comun a staţiei de epurare;
- cazul de proiectare de acest tip este aplicat în zona Moldovei şi prezintă rezultate favorabile în privinţa investiţiei şi a costurilor de exploatare;
- exploatarea staţiei de epurare şi a sistemului de canalizare se realizează de regia de specialitate judeţeană sau regională, sau de o firmă cu pregătire în acest scop.
- o dificultate în acest caz de proiectare o reprezintă neconcordanţa între acordarea fondurilor de realizare a sistemelor de canalizare pe comune.

Cazul IV. Sistem de canalizare propriu unui număr de localităţi rurale ce aparţin mai multor comune şi care utilizează o staţie de epurare comună. În acest caz, o comună poate avea sistemele de canalizare a localităţilor cu evacuare la două staţii de epurare. Situaţia este impusă de relieful terenului, distanţele de transport şi de investiţiile de realizare şi cheltuielile de exploatare. Caracteristicile acestui caz de proiectare sunt următoarele:

- localităţile ce aparţin a 2 sau 3 comune pot fi deservite de 2 sau trei staţii de epurare dispuse în teritoriu în scopul limitării distanţelor de transport şi a cheltuielilor mari cu pompări peste forme de relief;
- din punct de vedere tehnic este mai eficient de grupat un număr de localităţi rurale pe staţie de epurare care realizează un optim tehnico-economic;
- din punct de vedere administrativ şi financiar, cazul de proiectare ridică o serie de probleme:
  - realizarea proiectului şi a investiţiei este variabilă în timp în funcţie acţiunile primăriei în acest sens şi de modul de accesare şi acordare a fondurilor;
  - modul de repartizare a cheltuielilor nu este întotdeauna convenabil administraţiei locale, independentă în luarea acţiunilor în acest sens şi de priorităţile prevăzute în planul de dezvoltare a comunei;

- factorul politic are o influenţă mare în activitatea administraţiei locale, precum şi în acordarea fondurilor, aspect ce nu facilitează aplicarea unei soluţii optim tehnice şi economice;
- rezolvarea unor situaţii de decalaj a repartizării investiţiilor se poate rezolva prin proiectarea unei staţii de epurare modulată şi care va fi executată în funcţie de accesarea fondurilor.

o exploatarea staţiei de epurare şi a sistemului de canalizare se realizează de regia de specialitate judeţeană sau regională, sau de o firmă cu pregătire în acest scop.

În acest context sistemele de canalizare realizate, sau posibil de realizat în mediul rural prezintă o serie de particularităţi în modul de structurare pe localităţi, precum şi pe ansamblul comunei. La realizarea proiectelor pentru sistemele de canalizare şi staţiile de epurare trebuie luate în consideraţie următoarele:

- Conceperea unei scheme de amenajare optime din punct de vedere tehnic şi economic în concordanţă cu condiţiile impuse de teritoriu, factorii de protecţie a mediului, investiţia iniţială, cheltuielile de exploatare şi procesul de exploatare.
- Proiectarea sistemelor de canalizare şi a staţiilor de epurare în mediul rural trebuie realizate în coordonare cu regiile ce deţin sistemele de alimentare cu apă pentru a asigura funcţionarea şi exploatarea în condiţii optime. Sistemele de canalizare vor fi realizate de tip unitar.
- Proiectarea staţiilor de epurare pe module funcţionale pentru a valorifica accesarea variabilă a fondurilor, racordarea în timp a localităţilor şi asigurarea unui proces de exploatare optim. În proiectare trebuie abordate structuri moderne de realizare a liniilor tehnologice şi cu un consum energetic diminuat.
- Proiectarea trebuie să realizeze o staţie de epurare într-o concepţie modernă, care să fie viabilă pe o perioadă de 30...40 de ani, fără a implica în viitorul apropiat aplicarea unor lucrări de modernizare şi reabilitare tehnologică.
- Staţia de epurare să fie modulată pe linii tehnologice ce permit tratarea la acelaşi preţ de cost a apelor uzate indiferent de debite şi concentraţii.
- Realizarea unei tehnologii cu un consum energetic minim, cu folosirea energiei verzi neconvenţionale în procent maxim şi valorificarea energetică a produselor secundare din staţia de epurare.
- Realizarea unei tehnologii în staţia de epurare care să folosească o cantitate cât mai mică de reactivi.
- Realizarea unei investiţii, conform normelor româneşti şi a celor din comunitatea europeană, de calitate ireproşabilă, cu grade de risc minime, de fiabilitate maximă, uşor manevrabilă şi modulată pe variaţia de debite şi concentraţii.
- Valorificarea prezenţei în teritoriu a unei staţii de epurare urbane şi racordarea sistemelor de canalizare rurale la aceasta, dacă se obţine o soluţie tehnico-economică optimă.
- În multe situaţii, repartiţia fondurilor are la bază criterii politice şi nu criterii tehnico-economice, respectiv inginereşti din domeniul canalizărilor, fapt ce nu permite realizarea unor soluţii adecvate pentru localităţile rurale. Se poate menţiona situaţii în care s-au proiectat şi realizat sisteme de canalizare în localităţi rurale care nu aveau sistematizate şi amenajate drumurile la cota definitivă.
- Realizarea unor sisteme de canalizare şi a staţiilor de epurare în mediul rural impune folosirea unui personal ingineresc de proiectare calificat şi a unor firme atestate pe acest domeniu. În multe situaţii, sisteme de canalizare şi staţiile de epurare realizate în stadiul actual nu îndeplinesc condiţiile de calitate tehnică pentru concepere, mod de proiectare, cerinţe minime de exploatare, cheltuieli energetice etc. Situaţiile negative prezente în mediul rural în ultimii ani arată modul de proiectare şi realizare ale unor sisteme de

canalizare şi a unor staţii de epurare neconforme normelor inginereşti specifice acestui domeniu.

- Realizarea unei legislaţii adecvate modului de concepere a sistemelor rurale de canalizare, care să reflecte particularităţile de amplasare în teritoriu şi să reglementeze modul de concepere, realizare şi exploatare.
- Pentru zone teritoriale ar trebui realizate planuri de ansamblu privind realizarea staţiilor de epurare care să deservească un număr de localităţi rurale la standarde de calitate şi cu cheltuieli de exploatare adecvate procesului tehnologic.

CONCLUZII

- Realizarea sistemelor de canalizare în mediul rural se află într-o continuă dezvoltare în România şi impune o analiză complexă privind modul de concepere şi proiectare, în scopul obţinerii unui randament ridicat în tratarea apei uzate, la o investiţie cât mai scăzută în realizarea şi exploatarea reţelei de colectoare şi în special a staţiei de epurare.
- Modul de structurare a unui sistem rural de canalizare este determinat de particularităţile de relief a amplasamentului, starea străzilor şi a drumurilor, emisari, consumuri energetice, condiţii de protecţie a mediului etc.
- Fazele de studiu şi proiectare trebuie să realizeze o staţie de epurare într-o concepţie modernă, care să fie viabilă pe o perioadă de 30...40 de ani, fără a implica în viitorul apropiat aplicarea unor lucrări de modernizare şi reabilitare tehnologică.
- Staţiile de epurare trebuie realizate în baza unor tehnologii cu un consum energetic minim, cu folosirea energiei verzi neconvenţionale în procent maxim şi valorificarea energetică a produselor secundare.
- Staţiile de epurare pentru localităţile din mediul rural trebuie realizate modulat şi prin utilizarea soluţiilor cele mai moderne, care permit o exploatare în sistem cât mai automatizat.
- Firmele de proiectare în domeniul sistemelor de canalizare şi a staţiilor de epurare ar trebui atestate tehnic în scopul obţinerii unor concepte şi soluţii optime conform cerinţelor de amplasament şi de exploatare, precum şi la folosirea eficientă a investiţiilor.

BIBLIOGRAFIE

Blitz E., (1970), *Proiectarea canalizărilor*, Ed. Tehnică, Bucureşti.
Mănescu Al., (1998) *Alimentări cu apă. Aplicaţii*, Ed. H.G.A., Bucureşti.
Negulescu M., (1978), *Canalizări*, Ed. Did. şi Pedag. Bucureşti.
* * * SR 1343/1-2006 *Alimentări cu apă. Determinarea cantităţilor de apă de alimentare pentru centre urbane şi rurale.*
* * * I. 22 –99. *Normativ pentru proiectarea şi executarea conductelor de aducţiune şi a reţelelor de alimentare cu apă şi canalizare ale localităţilor.*
* * * *Legea 10/1995 privind calitatea în construcţii.*
* * * STAS 1478-94. *Instalaţii sanitare. Alimentarea cu apă la construcţii civile şi industriale. Prescripţii fundamentale.*
* * * STAS10110/85 *Alimentări cu apă. Staţii de pompare. Prescripţii generale de proiectare.*
* * * GP 106-04. *Ghid de proiectare, execuţie şi exploatare a lucrărilor de alimentare cu apă şi canalizare în mediul rural*" Monitorul Oficial, Partea I nr. 338 bis din 21/04/2005.
* * * P 66-2001. *Normativ pentru proiectarea şi executarea lucrărilor de alimentare cu apă şi canalizare a localităţilor din mediul rural.*
* * * GE 046-2002, *Ghid de execuţie pentru staţii de epurare pentru localităţi mici.*

Sisteme complete şi inovative destinate apelor uzate municipale şi industriale

Petrescu G. *, Moga I. C. **, Năsărîmbă-Grecescu B. D. ***
* S.C. DFR Systems S.R.L., Str. Drumul Taberei 46, Bl. OS 2, Ap. 23, Sector 6, Bucureşti, România (E-mail: dfr@dfr.ro)
**Universitatea POLITEHNICA din Bucureşti, Splaiul Independenţei 313, sector 6, Bucureşti, România, (E-mail: corinamoga@yahoo.com)
*** S.C. DFR Systems S.R.L., Str. Drumul Taberei 46, Bl. OS 2, Ap. 23, Sector 6, Bucureşti, România, (E-mail: bogdan.n@dfr.ro)

Abstract
To meet the needs of both growing population and water quality criteria, governments and companies are under pressure to commit financial resources to upgrade, expand and develop wastewater treatment facilities. Cost-effective technologies are needed to accomplish this task. One cost-effective alternative is the use of vacuum sewage system and compact wastewater treatment plants with biofilm carrier. The vacuum technology is a special drainage procedure which might, under certain circumstances, be considerably cheaper than the conventional gravity lines sewage system. A fixed biomass system which has recently aroused interest in the field of wastewater treatment is the MBBR technology (Moving Bed Biofilm Reactor). Its principle is the growing of a fixed biofilm on plastic elements which move freely in the biological reactor.

Keywords
Compact wastewater treatment, mobile artificial support, vacuum sewage system, wastewater

INTRODUCERE

Primul pas spre epurare este colectarea apelor uzate, care se face prin sisteme de canalizare. Ele pot fi mai simple la poluanţii industriali sau foarte vaste şi complicate în cazul canalizării localităţilor, deoarece trebuie să fie preluate apele uzate de la un număr foarte mare de surse. Apele acestea trebuie apoi conduse la staţia de epurare, de unde apoi de regulă sunt restituite în emisar, de obicei un râu.

Un studiu recent, prezintă situaţia canalizării din România. Este prezentată rata populaţiei care este conectată la serviciul public de canalizare în fiecare judeţ din ţară. S-a realizat şi un top al judeţelor după rata canalizării, precum şi o hartă naţională. Surprinzător, nu Bucureşti este pe prima poziţie la rata persoanelor conectate la canalizarea publică. Judeţul cu cea mai mare rată de conectare la reţeaua de canalizare este Cluj. Astfel, 89,9% dintre clujeni sunt deserviţi de sistemul public de apă. A doua poziţie este ocupată de Bucureşti; 89% dintre bucureşteni (1.730.009 de persoane dintr-un total a populaţiei de 1.944.451 de persoane) sunt racordaţi la sistemul de canalizare. Bineînţeles, predomină judeţele mari, dar sunt şi surprize, cum sunt Brăila sau Tulcea. Pe ultimul loc se află Ilfov (19,5%), lucru aproape normal dat fiind ritmul asiduu de construcţii din ultimii ani din această zonă. Harta canalizării (figura 1) cuprinde date, cu rolul de a arăta faptul că gradul de conectare la canalizare nu este specific unei anumite zone.

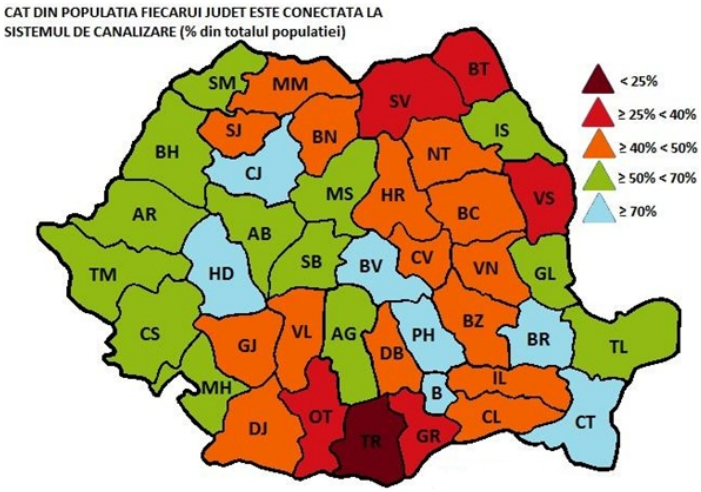


Fig. 1 Conectarea populaţiei la sisteme de canalizare

Explozia demografică, standardele de calitate tot mai ridicate corelate cu preţurile de producţie şi desfacere din ce în ce mai mari, fac ca industria românească să se confrunte cu o competiţie dificilă - necesitatea creşterii eficienţei şi a reducerii preţului de cost. În acest context, agenţii economici care în activitatea lor de producţie generează ape uzate sunt nevoiţi să apeleze la tehnologii de epurare cât mai eficiente cu un cost cât mai redus.

Se poate afirma faptul că managementul poluării apelor, se confruntă cu numeroase şi variate probleme, de cele mai multe ori unice. În cele ce urmează se prezintă 2 tehnologii moderne destinate canalizării şi epurării apelor uzate.

SISTEME DE CANALIZARE CU VACUUM

Sistemul de canalizare cu vacuum este în esenţă un sistem mecanizat de transport a apelor uzate. Spre deosebire de canalizarea gravitaţională clasică, sistemul foloseşte presiunea diferenţială de aer pentru transportul apelor uzate şi toată reţeaua de canalizare este sub vacuum (sub o presiune negativă).

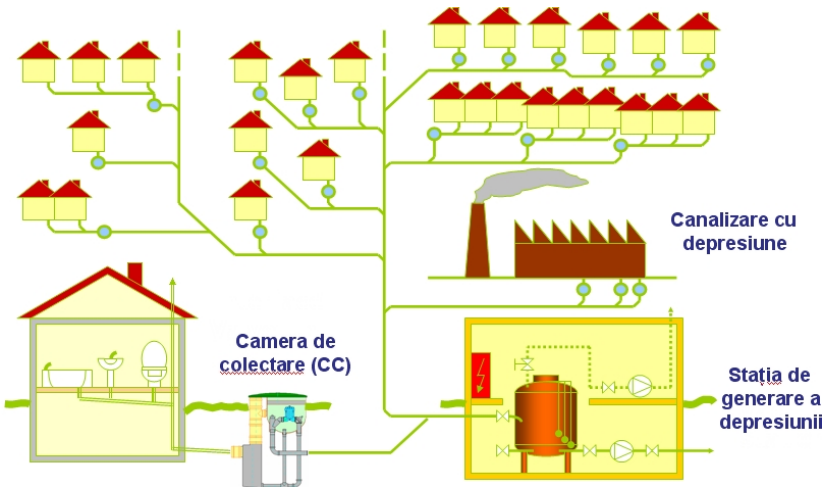


Fig. 2 Elementele principale ale unei reţele de canalizare cu vacuum

Descrierea funcţională a unui sistem este prezentată schematic în figura 2, unde se pot vizualiza elementele principale ale sistemului. Cele trei componente majore ale sistemului de canalizare vacuumatică sunt:
- Camera de colectare (camera vanelor, valva pneumatică de vacuum şi controlerul supapei);
- Liniile de canalizare cu vacuum (include fittinguri specifice);
- Staţia centrală cu vacuum (cu rezervoare şi pompe de vacuum, pompe de canalizare, robineţi, senzori de nivel şi presiune, panou de comandă şi control).

Descrierea sistemului

Camera de colectare reprezintă o interfaţă între reţeaua de canalizare aflată sub vacuum şi gospodărie. Apa uzată este colectată gravitaţional de la consumator, iar apoi introdusă în sistem prin intermediul camerei de colectare. Este transportată prin reţeaua de conducte etanşe până în rezervorul de vacuum aflat lângă staţia de generare a depresiunii (staţie de vacuum). Numărul de consumatori racordaţi la o cameră de colectare este cuprins între 1 şi 5 în funcţie de deschiderea acestora la stradă şi de numărul de locuitori. Există diferite tipuri de camera de colectare, care variază în funcţie de design (aspect şi dimensiune) şi de condiţiile de încărcare (capace). În principal, se utilizează pe cât posibil camerele de colectare de tip G (figura 3), ce se amplasează în afara zonelor de trafic auto, dar se pot folosi şi camere de colectare destinate exclusiv pentru astfel de zone.

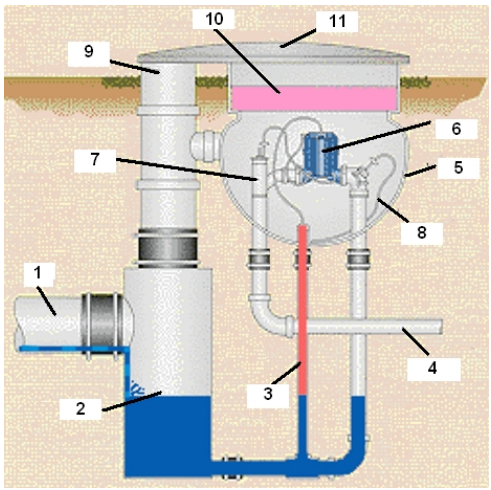


Fig. 3 Camera de colectare
1 - conexiunea la consumator; 2 - bazin de colectare; 3 - conducta senzor; 4 - conexiunea la conducta de serviciu; 5 - camera vanei; 6 - vana pneumatică şi controler; 7 - conexiune pentru dispozitivul de curăţare; 8 - tub admisie aer; 9 - conducta de acces la bazinul de colectare; 10 - izolaţie termică; 11 - capac.

Apa colectată gravitaţional de la consumator este stocată în bazinul de colectare al camerei de vacuum. Pe principiul vaselor comunicante, nivelul apei uzate din bazin creste şi în conducta senzor (fig. 3) şi în cea de aspiraţie. Conducta senzor este închisă cu un dop etanş prevăzut cu un tub între acesta şi controlerul vanei de vacuum. Pe măsură ce creşte nivelul apei în conductă, la partea superioară aerul se comprimă generând o presiune simţită de controler. Acesta deschide vana de vacuum punând în contact vacuumul din reţea cu bazinul de colectare. În acest mod apa uzată este colectată şi transportată către rezervorul staţiei de vacuum. Vana de vacuum se află într-o cameră separată, deasupra bazinului de colectare şi este controlată pneumatic (nu necesită energie electrică pentru funcţionare). Ea este montată separat de bazinul de colectare pentru a rămâne curată, uscată

şi a fi uşor accesibilă pentru întreţinere. Când vana este deschisă apa uzată este aspirată din bazin şi trimisă către staţia de vacuum.

Conductele sistemului de canalizare vacuumatică (fig. 4) creează o reţea ce conectează camerele de colectare la o staţie centrală de vacuum. Un aşa zis "profil dinţi de fierăstrău" permite conductelor să urmeze panta de suprafaţă şi garantează crearea pungilor de apă necesare funcţionării sistemului.

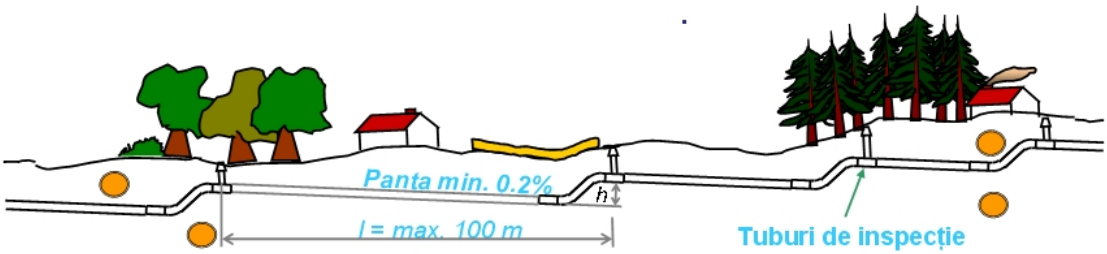


Fig. 4 Reţeaua de conducte a canalizării vacuumatice

Conductele canalizării cu vacuum păstrează profilul terenului. Acestea sunt pozate sub adâncimea de îngheţ, cu o pantă de minim 0,2%. Profilul creat de aceste conducte capătă forma unor dinţi de fierăstrău cu ajutorul lifturilor plasate pe reţea din maxim 100 în 100 m. Aceste lifturi sunt realizate atât pentru revenirea la adâncimea de îngheţ cât şi pentru refacerea pungilor de apă necesare transportului optim prin reţea. Cu ajutorul lor se poate evita cu uşurinţă orice obstacol apărut pe reţea. Acest lucru nu este uşor realizat în cazul canalizării gravitaţionale, unde pentru evitarea unor obstacole se poate ajunge la instalarea unor staţii de pompare, care sunt necesare şi în cazul în care se ajunge la adâncimi mari de săpătură.
Căminele de vizitare din cazul canalizării gravitaţionale sunt înlocuite în cazul canalizării cu vacuum, de conducte de inspecţie amplasate din 100 în 100 m. Conductele au diametrul mic şi sunt necesare pentru diagnosticarea cu precizie de până la 1 m a eventualelor avarii apărute pe reţea.
Conductele au o pantă descendentă generală faţă de staţia de vacuum cu excepţia ridicărilor verticale care ajută la menţinerea adâncimilor mici ale şanţurilor. Nu există cămine de vizitare şi nici staţii de ridicare pe întreg sistemul de canalizare cu vacuum.
Staţia de vacuum (fig. 5) este alcătuita din clădirea care adăposteşte pompele de vacuum şi tabloul electric de comandă şi control, rezervorul de vacuum montat îngropat lângă clădire şi un sistem de purificare a aerului evacuat din sistemul de canalizare, numit biofiltru.
Staţia de vacuum este inima sistemului de colectare cu vacuum. Echipamentul instalat este similar cu cel al unei staţii convenţionale de pompare a apei uzate sau a unei staţii de ridicare, excepţie fiind faptul că vacuumul este aplicat rezervoarelor de vacuum etanşe. Staţiile de vacuum menţin vacuumul în sistemul de colectare prin intermediul pompelor de vacuum, colectează apele uzate în unul sau mai multe rezervoare şi deversează apoi apele uzate colectate către staţia de epurare din apropiere sau către o altă reţea de canalizare.
Rezervoarele de vacuum sunt făcute din oţel cu straturi protective. Acestea sunt terminaţiile sistemului de canalizare cu vacuum deoarece apa uzată este pompată afară din ele forţat, cu ajutorul pompelor de apă uzată. Pompele de vacuum creează presiunea negativă (aproximativ -60 ÷ -70 kPa). Rezervoarele cu vacuum pot fi localizate în interiorul clădirii sau îngropate în afara staţiei de vacuum. Din punct de vedere constructiv acestea pot fi verticale sau orizontale şi în mod uzual se montează îngropat lângă staţia de vacuum. Sunt confecţionate din otel de 10 mm vopsite epoxi, iar interiorul lor este realizat cu o vopsea cauciucată. Recipienţii sunt autoportanţi şi se pot îngropa direct în pământ.

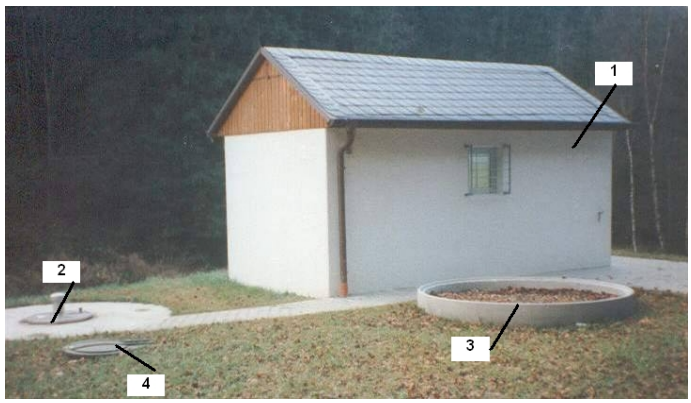


Fig. 5 Staţia de generare a depresiunii (staţia de vacuum)
1 - clădirea staţiei de vacuum; 2 - rezervor de vacuum îngropat; 3 - biofiltrul de aer;
4 - camera de colectare condens rezultat din biofiltru

Lângă clădirea de vacuum se afla biofiltrul şi camera colectoare, ambele fiind îngropate. Biofiltrul este o construcţie cilindrică sau rectangulară cu adâncime mică de 1,5 m care este umplut cu materiale care nu aduc prejudicii mediului înconjurător, precum scoarţa de copac sau zegras. Condensul din biofiltru este captat de o cameră colectoare şi introdus înapoi în sistem.
Elementele vitale din staţia de vacuum sunt întotdeauna dublate pentru asigurarea funcţionarii acesteia în orice împrejurare. De exemplu, întotdeauna este prevăzută o pompă de vacuum sau de descărcare montată ca rezervă.

Fig. 6 Sistem de canalizare cu vacuum realizat în Dragomireşti Deal, Ilfov

În România sistemul de canalizare cu vacuum este relativ nou. O aplicaţie se regăseşte în judeţul Ilfov, în localitatea Dragomireşti Deal (fig. 6). Sistemul realizat este unul relativ mic. Este vorba de o extindere a sistemului de canalizare deja existent, pe o porţiune de 3 km. Sunt racordate aproximativ 190 de gospodarii.

MODULE COMPACTE DE EPURARE A APELOR UZATE

Tehnologia de epurare care foloseşte elemente mobile purtătoare de biofilm are ca principiu de bază dezvoltarea şi fixarea unei populaţii uriaşe de bacterii pe un suport artificial mobil. În acest mod se poate elimina recircularea nămolului activ.
Elemente de mici dimensiuni, realizate din materiale speciale cu densitatea apropiata de cea a apei, sunt imersate în bioreactoare. Elementele sunt menţinute în suspensie şi chiar amestecate cu ajutorul bulelor de aer. Acest tip de suport este cel mai eficient, deoarece nu se colmatează şi spre deosebire de contactoarele rotative nu necesită consum suplimentar de energie. Suprafaţa specifică a elementelor mobile este foarte mare, la nivel mondial existând câteva modele de astfel de piese. O parte dintre acestea sunt prezentate în figura 7.

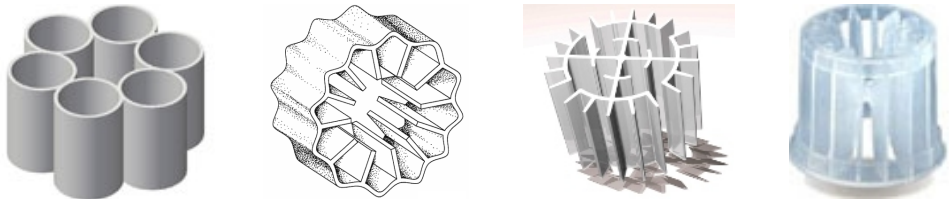


Fig. 7 Suport artificial mobil - exemple

Datorită suprafeţei mari de expunere şi fixare oferită de aceste elemente purtătoare toate procesele biologice sunt de circa 5 ori mai rapide şi mai eficiente decât la sistemele clasice. Suprafaţa specifică pe care se poate fixa biofilmul este de 850 m^2/m^3. Durata de viaţă a suportului artificial mobil este foarte lungă - 20 ani.
Aceste piese sunt fabricate din material cu densitatea apropiată de cea a apei. Aceasta le permite să plutească liber "între ape", iar datorită mişcării permanente de revoluţie şi a formei rotunde, să nu permită aderarea nămolului, fiind un mediu necolmatabil - autocurăţitor. În figura 8 este redat bazinul de epurare biologică ce conţine suport artificial mobil.

Fig. 8 Suport artificial mobil utilizat în treapta de epurare biologică

Elementele purtătoare se găsesc în toată masa de lichid şi sunt antrenate în mişcare de către bulele de aer ce realizează oxigenarea apei uzate. În cadrul tehnologiei prezentate trebuie acordată o atenţie deosebită sistemului de aerare. Un sistem de oxigenare, situat la baza bazinului asigură menţinerea în suspensie a elementelor purtătoare. Folosind această tehnologie nu vor exista probleme de colmatare şi pot fi tratate ape cu mari încărcări organice. Tehnologia prezentată este eficientă, nu necesită un volum mare al bazinului, iar mentenanţa este scăzută.
Staţia de epurare monobloc (figura 9) este prevăzută şi cu o cameră tehnică, unde se află suflanta, pompa de nămol, debitmetrul pentru determinarea debitului de apă uzată ce intră în staţie, hidrociclonul şi tabloul electric. Hidrociclonul este amplasat pe circuitul de nămol şi dirijează nămolul separat în funcţie de densitate; partea mai densă către echipamentul de deshidratare/stocare a nămolului, iar partea lichidă înapoi în primul bioreactor spre a urma din nou procesul de epurare.

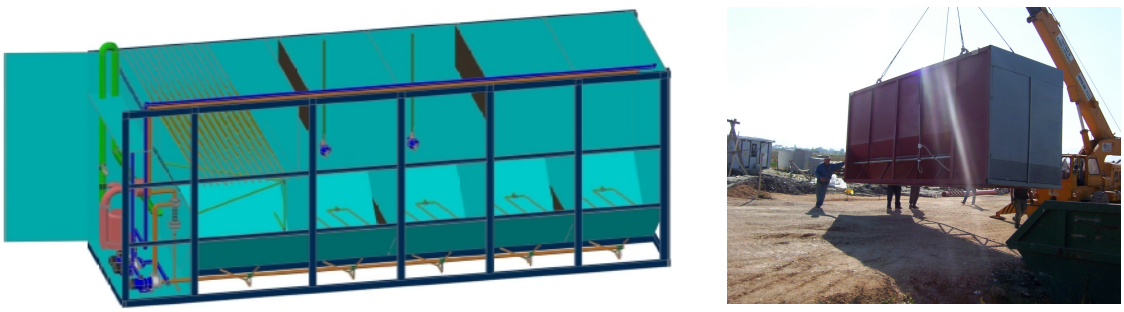


Fig. 9 Staţie de epurare compactă prevăzută cu decantor lamelar

Nămolul evacuat din staţia de epurare este direcţionat către sacii de deshidratare a nămolului care sunt instalaţi în apropierea modulului compact de epurare. Aceştia sunt confecţionaţi dintr-un material special care permite deshidratarea nămolului în timp (prin material se scurge o parte din apa conţinută, nămolul devenind în acest mod mai concentrat). Când un sac se umple acesta trebuie înlocuit cu altul nou. După concentrarea nămolului, sacul este îndepărtat din instalaţie (nămolul este trimis către gospodăria de nămol, depozitul de deşeuri sau împrăştiat pe câmp). Sacul este apoi spălat pentru desfundarea porilor, după care este refolosit.

Sisteme de flotaţie pentru ape puternic încărcate

În cadrul epurării unor ape uzate puternic încărcate se poate introduce în fluxul tehnologic de epurare şi o treaptă de flotaţie. Flotaţia este un proces de separare/epurare bazat pe utilizarea bulelor fine de aer care se ataşează la particulele solide în suspensie şi le transportă apoi către suprafaţa liberă a lichidului. Flotaţia este utilizată în principal pentru separarea particulelor de mici dimensiuni cu viteze de sedimentare reduse (mărimea hidraulică mică). În aceste cazuri se obţin rezultate mai bune şi eficienţe mai ridicate dacă se utilizează flotaţie şi nu sedimentarea. Prin flotaţie se separă atât particulele solide organice cât şi anorganice. Bulele de aer de mici dimensiuni care sunt formate/introduse în masa de apă uzată vor adera la particulele solide şi se vor forma flocoane. Prin aderarea la particulele solide se modifică densitatea, astfel încât complexul bule de aer - particule solide va avea o densitate mai redusă decât în cazul separat numai al particulelor solide. Flotaţia necesită generarea unor bule de aer fine care pot fi produse în mai multe feluri: introducerea aerul dispersat în masa de apa uzată; aplicarea tehnologiilor bazate pe vacuum; introducerea aerului dizolvat în masa de apă.
În cadrul flotaţiei cu presurizare aerul sub presiune este introdus în masa de apă uzată. Amestecul de apă uzată sub presiune şi aer se menţine într-un bazin ermetic pentru o anumită perioadă de timp după care apa este depresurizată (trece printr-o valva de reducere a presiunii) după care intră în unitatea de flotaţie unde bulele foarte fine de aer (30 - 120 μm) sunt generate în masa de apă uzată. La suprafaţa bazinului de flotaţie suspensiile solide sunt îndepărtate cu ajutorul unui echipament mecanic.
În cadrul unui proiect de cercetare s-a realizat, de către DFR SYSTEMS, o instalaţie de laborator de flotaţie cu presurizare. În figurile 10 şi 11 se prezintă detalii din timpul realizării echipamentului, precum şi schema de ansamblu a treptei de flotaţie.

Fig. 10 Instalaţia de flotaţie - model de laborator

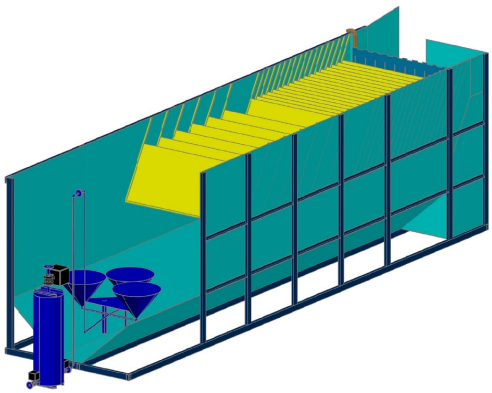


Fig. 11 Sistemul de flotaţie (schemă)

CONCLUZII

Sistemul de canalizare cu vacuum oferă o siguranţa din punct de vedere ecologic neexistând posibilitatea poluării solului şi apelor freatice. Vacuumul realizat în acest sistem oferă garanţia certa că chiar şi în cazul apariţiei unor fisuri apa uzată nu va fi exfiltrată. Din acest motiv la nivel mondial se permite realizarea în acelaşi şanţ a reţelelor de apă potabilă şi canalizare prin vacuum. Staţiile de epurare monobloc au avantajul de a fi gata pregătite pentru instalare în locul dorit de utilizator. Ele se transportă pe trailer direct de la fabricant şi se racordează rapid la canalizarea utilizatorului. Tehnologia prezentată este eficientă, nu necesită un volum mare, iar mentenanţa este scăzută. Sistemul complet de canalizare şi epurare a apelor uzate prezentat în cadrul prezentei lucrări poate conduce la economii semnificative - atât de timp cât şi de capital.

MULŢUMIRI

Rezultatele prezentate în acest articol au fost obţinute cu sprijinul Ministerului Muncii, Familiei şi Protecţiei Sociale prin Programul Operaţional Sectorial Dezvoltarea Resurselor Umane 2007-2013, Contract nr. POSDRU/89/1.5/S/62557.

BIBLIOGRAFIE

[1]. Moga I.C., Petrescu G., Utilizarea treptei de flotaţie în procesele de epurare a apelor uzate, Simpozionul Internaţional Mediul şi Industria, 2011;
[2]. *** - *ATV - DVWK - A set of rules and standards - Special drainage procedures / systems, Part 1: Vacuum Drainage outside of buildings*, April 2004;
[3]. *** - Vacuum Systems, Brochure Roediger Vacuum;
[4]. http://www.patentgenius.com/;
[5]. http://createchaqua.s-11.dk/;
[6]. http://www.rvtpe.de/;
[7]. http://www.mbbr-media.com/.

The use of peat in the treatment of wastewaters generated by agglomerations of less than 2.000 population equivalents – Experiment conducted into a pilot station

Oniscu C.*, collaborators* S.C. APAVITAL S.A. IASI
* The Department for Engineering of Organic Substances and Biochemical Engineering, the Faculty of Industrial Chemistry, The "Gh.Asachi" Technical University of Iasi, coniscu@ch.tuiasi.ro
* Collaborators S.C. APAVITAL S.A. Iasi : Virginia Catrina, virginia.catrina@gmail.com, Orest Trofin, oreste.trofin@apavital.ro, Grigore Păstorel pastorel.grigore@apavital.ro, Paul Cozma, paul.cozma@apavital.ro, Ioana Dascalescu, ioana.dascalescu@apavital.ro, Daniela Topală, daniela.topala@apavital.ro

Abstract
In order to determine the efficiency of wastewater treatment for urban areas with less than 2.000 population equivalent, since in Iasi county exist urban agglomerations with cca 500 PE connected to sewerage systems, it became necessary to change the traditional technologies with environmentally friendly alternatives. In these cases, reducing operating costs can reach very high percentage compared to current records.
According to the studied variants, the use of peat in wastewater treatment can be implemented for localities with small population equivalents and an effective solution for wastewater treatment plants with low flow rates and high day time fluctuation.
In this study attention has been focused on the use of peat as an alternative to conventional biological treatment processes, taking into account its physical and biological properties. Peat consists mainly of cellulose and lignin fibers, components containing polar functional groups, groups resulting in a high cation exchange capacity and adsorption properties. Peat also offers a large contact area which increases the hydraulic conductivity and influence sadsorption. Micro-florain mature peat is largely composed of aerobic and facultative aerobicheterotrophic bacteria from a large number of genera: Pseudomonas, Aeromonas, Bacillus, etc. As specified in the technical literature, the total population recorded per gram of peat was measured at 1 $x10^9$CFU. Similarly, in mature peat there has been isolated a wide variety of organisms such as fungi, protozoa and metazoa involved in the maintaining of a balanced micro-flora and a stable ecosystem.
These properties make of peat an effective material for wastewater treatment, capacity which was meant to be evidenced in a pilot treatment plant located in Iasi WWTP.

Keywords
Alternative bio-technologies, peat, urban agglomerations of under 2000 PE.

INTRODUCTION

If for large urban areas, wastewater treatment is currently in compliance and optimization phase, the wastewater treatment process for agglomerations featuring a small population equivalent is hampered by technical and economic issues. In fact, for the small communities with limited economic resources, the wastewater treatment in classic rehabilitated facilities is a major problem related to operating costs that cannot be entirely recovered by means of new tariffs applied to consumers for sewerage services. Moreover, the daytime fluctuation of released flows is causing unnecessary costs due to the need to provide a continuous aeration, in order to maintain the required biomass into the tanks.
Besides the cost issues other stringent problems are those related to the loads of released nutrients, nutrients that cannot be removed at optimal efficiencies in conventional plants, even modernized ones, but not endowed with a tertiary process stage. For small developing communities, with scattered population, of under 2,000 PE, the current trend is to develop technologies for which initial and subsequent operation and maintenance costs are as low as possible. Current research is allowing in general the selection of "extensive" systems for rural communities, systems that in general are involving lesser costs in terms of technology, monitoring systems, systems integrated

into the natural landscape, but which are requiring larger operational sites than the "intensive" conventional systems.
Among these "extensive" systems two categories are distinct: those that use fixed bacterial cultures(sand filters, reed planted filters, compact filters (peat, etc.) and those that are using free bacterial cultures (natural lagoons, aerated lagoons, macrophytes lagoons) [1]. All these systems have great potential and may offer a number of advantages compared with conventional treatment systems:
•reduced operating costs
•reduced power needs
•reduced maintenance needs
•robust processes capable of handling a wide variation of operating conditions
•integration into the environment
•lack of sludge and sludge management
Taking into account the specific climate of the area, the land that already exists within wastewater treatment plants,the reducing of costs for subsequent planning, operation and maintenance and also the features of the mainly domestic wastewaters, for the communities of under 2,000PE, for this study has been chosen an "extensive"compact system, namely peat filters. In order to gather certain data related to the feasibility of such methodsin the Iasi county, depending on the wastewater's characteristics and the physical and geographical conditions, it has been considered necessary to conduct a study in order to determine all specific parameters needed for the designing of an ecological wastewater treatment process.

HISTORY

Peat has been used for wastewater treatment since 1891. In Italy, the director of the Institute of Public Health of Romewas describing the use of aseptic tank in combination with a peat filter for wastewater treatment [2]. Recent research and implementation of peat facilities have been developed especially in Canada where many types of filters have been conceived: ECO-FLOC, HYDRO-QUEBEC, PREMIERTECHQUEBEC [1]. Peat treatment systems based on peat filters have been studied at the University of Maineby dr. JLBrooks (1984). These studies have been focused either on natural wetlands or especially built peatbeds. The systems were featuring various designs, but in general they have been described as peatbeds placed on a waterproof membrane and a drainingbed, able to ensure the draining-off of the effluent. Different ways to supply these systems have been investigated, and the studies have confirmeda high percentage of removal for faecal coliform (99% reduction), BOD5(90%),COD-Cr (80%) and phosphorus (58-96%) [3]. The use of peat in wastewater treatment facilities with mechanical and biological stages has been successfully tested for many years (Farnham and Brown, 1972, Tiltonand Kadlec, 1972, Guntemspergenetal., 1981, Nicholsand Boelter, 1982).
The design and operating principles of peat filters were presented by Brooksetal (1984) and McKeeand Connolly(1995). Many of the systems tested on field in the early 1990s were built by excavating the natural material and peat filling, the peat having the role of a drainage terrain – the perforated pipes were crossing a peatbed instead of a gravel layer. In the past 15 years, a second generation of peat bio-filters has been developed, facilities in which the peat isp laced in a module that is fed periodically withs ewage, either by gravity or by pumping, the water being forced to cross the peat layer from the upper zone towards the lower zone. These systems were using various types ofpeat, mainly the sphagnum type peat[4]. The wastewater treatment in these facilities was provided by a combination of physical processes (filtration and absorption), chemical processes (absorption and ion exchanges) and biological processes (microbial assimilation).

Table 1. Performances of peat biofilters– data resulted from relevant studies [5] Brooks et al., 1984

Parameters	MU	Study locations		
		Main	Main	Main
System description		residential	residential	residential
Peat layer thickness	M	0,7-1	0,7-1	0,3-1
Hydraulic load	m^3/m^2.day	0,016	0,007	0,03
Temperature	°C	2-14	3-20	
pH	pH units	5,4-6,4	5,8-6,5	5,3-6,4
Performances *				
COD	mg/l	82 (86%)	108 (82%)	121 (84%)
BOD_5	mg/l	15 (94%)	14 (94%)	24 (91%)
TSM	mg/l	16 (90%)	9 (88%)	
Total nitrogen	mg/l	8,1 (83%)	16.7 (76%)	20.3 (69%)
$N\text{-}NO_3$	mg/l	4,2	4.4	0.3
$N\text{-}NH_3$	mg/l	2,4	10.4	17.7
P	mg/l	3,2 (58%)	14.9 (62%)	0.5 (96%)
Faecal Coliform	CFU/100ml	<1	16	

*performances reported as effluent average concentrations (between brackets, the treatment average efficiencies)

The technical literature states many examples related to the peat use in wastewater treatment plants that have generated excellent results. A significant example s the Minnesota City area, where over 50,000 residences, commercial centres, schools, hotels, motels and hostels, are using peat based domestic wastewater treatment plants. Also, cattle farms, rural milk processing factories, agro-processing enterprises and slaughterhouses are using peat based sewage treatment systems. The expanding of peat use in low rate flows wastewater treatment facilities (industrial and domestic wastewaters) prompted the establishment of research and design centers, which are also monitoring the small plants that use as natural source peat and reed lagoons.
The research conducted in these research centers, which have been developed in the USA, Europe, and Australia, has shownt hat peat allows for excellent performance in wastewater treatment processes. Thus, it was found that peat reduces the solids contentin sewage at a rateo f 85-90%, over 90% for BOD5, the loads of faecal bacteriafor over 99.99% (without the use of anydisinfectant), reduces the phosphorus contents with 30% in summer time and 60% in winter time, ammonia is reduced by 60%, and much of ammonia is nitrified. Moreover, peat decreases the content of heavy metals, pesticides, dyes and is neutralizing the detergents.Studies conducted and presented within technical literature, regarding the performance of peat based wastewater treatment facilities, in summer and winter, depending on how wastewater is supplied (gravity or pumping) have shown that the differences are insignificant, as it results from data entered in the table below.

Table 2. Results for peat based wastewater treatment plants, in summer and winter, water supplied by gravity and by pumping

Feeding type	Parameter	Influent param., mg/l	Winter	Separation effic. %	summe r	Separation effic. %
Gravity	TSM	38	2,9	92	3,4	91
"	BOD5	206	23	90	4,8	97
"	TP	10	7,2	32	6,3	37
"	TN	75	27	62	49	30
"	TNH_4	64	20	67	28	53
"	TNO_3	0,02	4,0	Partial	20	Partial

				nitrification		nitrification
"	faecal bacteria	$1,2.10^5$	13,1	99.9	8,0	99,99
Pumping	TSM	53	0,7	98	1,1	98
	BOD5	283	1,5	95	1,5	95
	TP	15	7,8	48	9,4	42
	TN	92	77	17	72	91
	TNH_4	844	13	84	12	86
	TNO_3	0,02	64	nitrification	60	nitrification
	faecal bacteria	6.10^5	4,6	99,99	8,8	99.99

PROPERTIES OF PEAT

Peat is an organic material composed of partially fossilized plants, formed within a humid, with low oxygen presence environment in which the matter accumulation rate is greater than the matter decomposition rate. It has a good water retention capacity, a high adsorption surface and all its physic-chemical properties are recommending peat as a material which that may by highly efficient in the process of wastewater treatment. Peat is mainly composed of ligninand cellulose, compounds that are containing polar functional groups, which are giving peat a high capacity of ion exchange and adsorbent properties. The lignin functional groups are including alcohols, aldehydes, ketones, acids, etc., and are involved int he formation of strong bonds and the ability to adsorb positively charged molecules such as ammonia, metals, some organic molecules, pesticides and, possibly, viruses. In addition, microscopic studies (Couillard, 1992) have shown the strongly porous structure of peat. The partially decomposed peat features a porosity of about 95.6% and a specific area of 200 m^2/g this meaning that this substance is a highly polarized and highly porous material. Also, the small interstitial voids between the peat fibers, combined with the capacity o retain large water volumes and this for a long contact time, provides to peat the features that explain its use as a filter medium for wastewater treatment processes. [6] The capacity to absorb a large amount of water and to maintain humidity in time is an argument for choosing this material for wastewater treatment processes in the case of fluctuating flows, the humidity providing to microorganisms ideal survival conditions in the absence of wastewater supply. Into mature peat we can meet various microorganisms that are adhering to the environment's surface. The micro-flora is composed mainly of heterotrophic aerobic and facultative aerobic bacteria from many genres: *Pseudomonas, Bacillius, Flavobacteria, Streptococcus, Aeromonas, Micrococcus, Alcaligenes*, etc. The total bacteria population of per gram of peathas been estimated to reach $1x\ 10^9$ cfu (colony forming units). In addition, peat has a large number of fungi (up to $1x10^7$ cfu/g) and a great variety of superior organisms (protozoa, algae, rotipheres, worms, insects and insect larvae). All these organisms play an important role in the maintaining of a balance in terms of bacteria population, this ensuring the ecosystem's stability. [7]

Brookset al (1984) was suggesting that peat has antimicrobial properties due to the traces of phenols and other complex hydrocarbons, which are directly toxic to certain organisms, particularly for enteric bacteria. In addition, studies have identified into certain types of peat a significant population of fungi species (actinomycetes) that produce antibiotics which may have negative effects on certain bacteria populations, especially on the enteric ones. The peat specific micro-flora is highly adapted and largely unaffected by these substances. The high retention time of water in the peat based wastewater treatment systems is providing the destruction of enteric organisms also by means of the microbial antagonism. That is, the speciest hat are entering with the wastewater are starting a competition with the native species that are highly adapted to the environment from the peat bed. Brooksetal.(1984) has recorded a number of faecal coliformof 0-70 cfu/100 ml of treated effluent, after six months of operation of a peat based treatment facility.

MATERIALS AND METHODS (2011)

In order to study the process of domestic wastewater treatment, peat from Suceavac ounty has been used: the browneutrophic peat type and the oligotrophicred peat type.
Peat from Suceava area has the following properties:
-Is a natural biodegradable product, generated by peat moss decomposition (Shagnum, sphagnum) which, depending on the formation conditions it occurs as the brown peat version (formedineutrophic swamps), the read peat version (formed in oligotrophicswamps) and the peat formed in mesotrophic swamps. For wastewater treatment the first two types of peat are used.
- Features a complex composition including non-humic organic substances (carbohydrates, proteins, peptides, etc..), organic humic substances, minerals, etc.
- Features a fibrous felt-like structure, with high porosity, which gives to this material good absorption properties.
- Features a high content of humicacids, which support the microbiological activity during the biodegradation process of pollutants from wastewater.
- Is not toxic to the environmentand does not generatetoxic compounds.
- Brown peat has a pH of 6.5-7.5, the red peat has a pH of 4.5-5.5.
- Features a high content of aerobic and anaerobic micro-flora which gives peat the properties of natural support for the wastewater treatment.
The microbiological characterization of peat has revealed that peat is a support for a very rich anaerobic and aerobic micro-flora that is including that micro-flora able to fix the atmospheric nitrogen, particularly Azobactersof proteolyticmicroflora type, mainly represented by the terotrophic bacteria. These bacteria hydrolyze in aerobiosis and anaerobiosis processes the protein substances, the ammonizing micro-flora which achieves the mineralization of aminic acids, of peptides and other compounds that contain nitrogen in the humic structure, to NH_3,CO_2 and H_2O, the nitrifying micro-flora, that is including nitrous and nitric bacteria. The main eco-physiological groups of micro organisms that are present in peat, are given in the table below:

Table 3.

No	Microorganism type	No.microorg./g of peat
1	Total Microflora	890.10^{7}
2	Cellulosolithic	326.10^{5}
3	Ammonizing	158.10^{18}
4	Nitrifying	142.10^{2}
5	Proteolithic	924.10^{12}
6	Nitric	425.10^{5}
7	Nitrous	376.10^{6}
8	Anaerobic nitrogen fixing	215.10^{2}
9	Aerobic nitrogen fixing	184.10^{2}

This micro biological load explains, together with the fibrousphysical structure, with large active area, the excellent activity of peat within the wastewater treatment processes.
The mechanisms by means of which peat is acting within treatment processes.
In wastewater treatment processes, peat works by three specific mechanisms, namely:
-physical mechanisms
-anaerobic and aerobic biological mechanisms
-chemical mechanisms.
The physical mechanisms are described by the filtration processes and the adsorbtion processes. The water which is to be treated comes into contact with peat and the small solid particles, usually featuring a high with a high BOD_5, are retained into the peat fibrous interstices, where they remain

without being conveyed away with the wastewater. This causes an accumulation of solids in the wastewater treatment plant's feeding area and therefore, here the BOD_5 factor is higher than in the other areas. Here also takes place an intense adsorption process of faecal bacteria onpeat's surface, which then is completed in the following areas.
The biological mechanisms begin with the microbial decomposition.
Peat fibres, as shown above, support a significant microbial population which is mainly consuming mainly the organic substances retained into the peat's interstitial voids. Into the peat system, the specific active surface is thousands of times higher compared to membrane filters (used for the same purpose, but at much higher costs). This i sconfirmed by the very high influent bacteria retention capacity, this meaning that over 99.2% of faecalcoliform bacteriais removed from without the use of any external disinfectants. The removal of these bacteria is more intense on red peat, which is more acid. Therefore, at inlet the red peat is to be used, the brown peat layers being used afterwards.
Further on, the biological mechanisms within peat are continuing with aerobic processes that are similar to those that occur into aerated treatment plants (where aeration is in fact air pumping, which is provided with huge power consumptions). The aerobic processes that take place into peat is proof that peat shelters a highly developed population of aerobic bacteria. Laboratory results have confirmed the porous peat structure, that is featuring a very large active surface, able to store a quantity of water that equals 300% of peat's weight, and also maintaining an air-filling capacity of over 30% of its volume. This huge air reserve contained into peat is confirmed by the ability of peat to oxidizeup to 96% of ammonia nitrogen.
Chemical mechanisms.
Peat's extremely high specific surface favours the cation adsorption processes, so that the balance of cations shows tha tthe decreasing of phosphorusion contentin the effluent reaches 74%, the salinity is decreasing by over 3% and alkalinity y 80%. All these reductions, which are statistically significant, are chemical changest hat occur in addition to the physical and biological ones, and which are generated into wastewaters by peat.The alkalinity decreasing, due to ion exchange and the increasing of content of organic acids released fromp eat, favours a pH reduction by 15%, thus reaching a value of 6.36 to 6.68, ideal value sfor de-nitrification processes, although the carbon source from peat can also facilitate this process. The average decreasing of salt contentis of about 300-310mg/ land this is significant, if we consider that this decreasing implies no costs whatsoever.
The existing organic nitrogen, under the form of resistant organic compounds and colloids measurable by the Kjeldahl method is easily oxidized. However peat decreases this nitrogen by 6.4%. In general the decrease in nitrogen achieved in peat, by oxidation and de-nitrification, reaches 54-55%. The total phosphorus amount includes both organicphosphorus and inorganic soluble phosphorus. The practice shows that half of the phosphorus amounts come from detergents and half from human diet. Peat isvery effective in removing phosphorus, and therefore it reduces by 74-75% the phosphorus content. However, in time, the phenomenon of peat saturation occurs and peat loses its initial treatment capacity, which is why peat should be changed after a period of operation ranging from 6.5 to 7 years.S ulphur load, present under ionic form, is also decreased by peat by over 90%, due to chemical and biochemical effects. For the experiment we have used a small scale peat bio-filter pilot installation, which was operated under local climate conditions, over alonger period of time. The pilot installation has been located within the site of the Iasi City Wastewater Treatment Plant, due to possibilities of surveying and monitoring the system (that is, the physical and chemical parameters of wastewater, at intake and on effluent).
The chosen system was a gravel layer bio-filter, over which a peat layer has been added, and then the water layer. The module in which the bio-filter has been installed, with sizes of 1.5x0,4x0,4 m, was provided with baffles (vertical walls) mounted at interspaces of 15 cm in order to ensure a high number of water passages and to provide a greater area and a greater contact time between wastewater and peat.

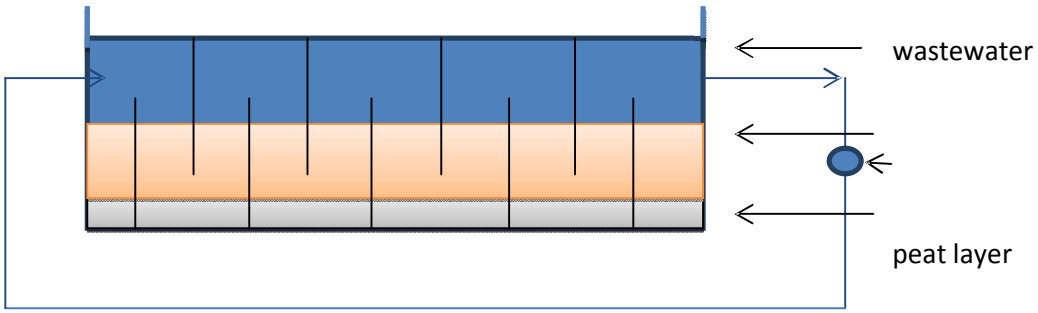


Fig.1 The pilot installation

Fig. 2 Photo of the pilot installation

We chose to test two types of peat: the browneutrophic peat (from the Dorohoi area) and the red oligotrophic peat (from the Poiana Stampei area, Vatra Dornei) Red Glade Stamps, Each experiment was performed by achieving the peat filling (Fig. 4), which was placed over the gravel bed (Fig. 3) as a protection against clogging.

Fig. 3 Gravel bed on tank's base plate **Fig. 4** Peat layer set on gravel in 2 compartments separated by metallic wall

The system's efficiency has been tested under different feeding conditions: discontinuous feeding and continuous feeding.

• The first stage of the experiment consisted of addin gover the brown peat layer of avolume of 60-75 liters of wastewater drawn from the Iasi wastewater treatment plant influent, and ensuring a minimum recirculation flow of 0.1 l/ s, for 15days. Monitoring of parameters has been conducted on a daily basis.

•In the second stage the red peat has been tested, by ensuring the same conditions as in the first experiment.

•In the third experiment stage, conducted in September, the pilot installation has been equipped with a 30 liter container which provided a continuous supply of wastewater, at a very low rate of

about 3.6 l/h. For this stage, given the results of earlier stages, the option has been to use brown peat.
The following quality parameters have been monitored: pH, organic matter (COD-Cr, BOD_5), total suspended matter (TSM), ammonia nitrogen and nitrates.
Working methods that have been used were those commonly used in the wastewater laboratory: for pH–the ISO10523:2009 method; COD-Cr in compliance to SR ISO 6060:96;BOD_5 with the OXITOPWTW method; the total suspended matter in compliance to EN872:05; the ammonia nitrate in compliance to ISO7150:01; and the nitrates in compliance to ISO7890-3:00.

RESULTS

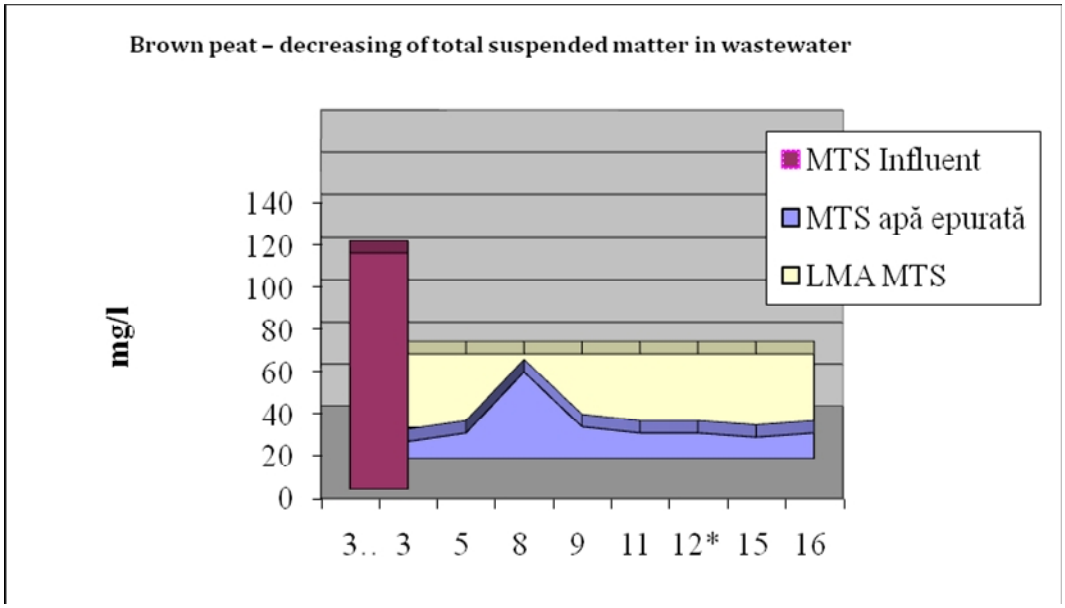
The system that has been used in the first hase of the study had brown peat as filtering substrate and treatment medium, brown peat set ona gravel bed, in order to ensure the water flow and prevent the system's clogging. The influent wastewater was a wastewater with the typical quality indicators of an urban wastewater. The exposure duration of this wastewater reached 15 days, period during which a minimum re-circulation of 0.1 l/s has been ensured. The tested wastewater was characterized by an average organic load of 177mg/ lCOD-Cr, a suspended solids loado f 112 mg/ l and cca 30mg/ l of ammonia nitrogen. After the first 48 hours of contact between wastewater and peat a strong decrease of suspended solids and organic matter loads took place, the process efficiency being of about 80%.

Table 4. Results of stage 1 of the experiment – brown peat

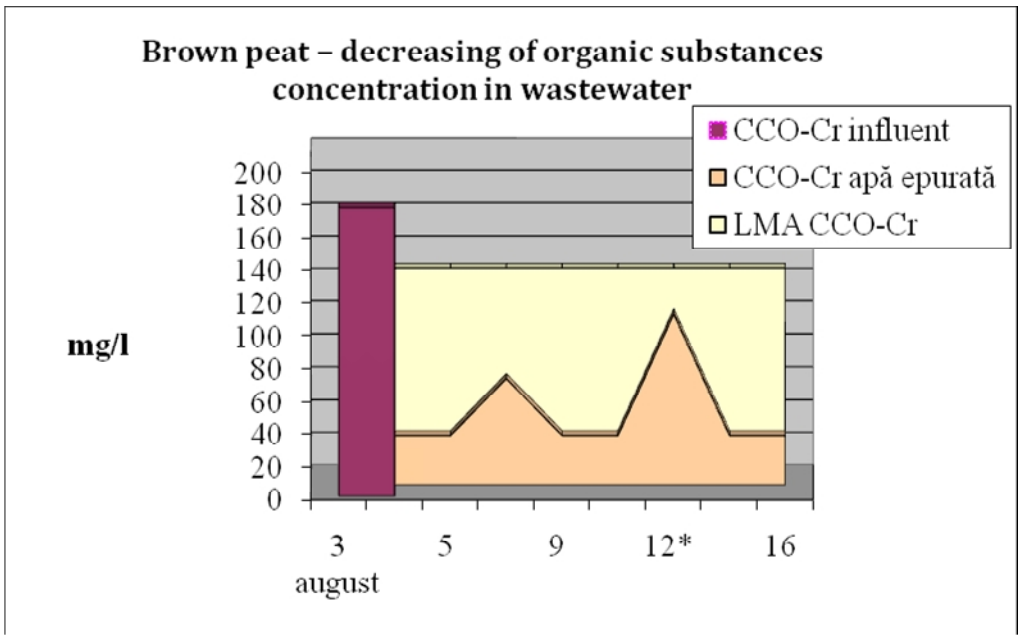
	Influent WW	Treated Effluent								
		august								
Date	3	5	8	9	11	12	15	16	17	18
pH	7,55	7,6	7,69	7,58	7,35	7,65	7,81	7,71	7,63	7,83
Temperature	19,9	17,2	21,1	21,3	16,6	16,9	19,6	19,1	20,6	20
TSM	112	21	8	12	41	15	12	12	10	12
COD-Cr	176	30	30	30	65	30	30	104	30	30
BOD5	88	13	9	12	6					
NH4+	29,6	11,54	15,73	10,59	0,19	1	1,44	1,58	0,228	0,86
NO3-	0	2	2					11	2,1	13,49
MAL TSM		35	35	35	35	35	35	35	35	35
MAL COD-Cr		125	125	125	125	125	125	125	125	125
MAL NH4+		3	3	3	3	3	3	3	3	3

MAL - maximum admissible limit, as stated in NTPA 002/2005

Following the experimental results (table no. 4), we can note first an obvious decreasing of the total suspended matter, event that can be explained by the peat's high porosity of peat and, moreover, a decreasing of organic loads, this being due to heterotrophic bacteria existing in large numbers in peat.



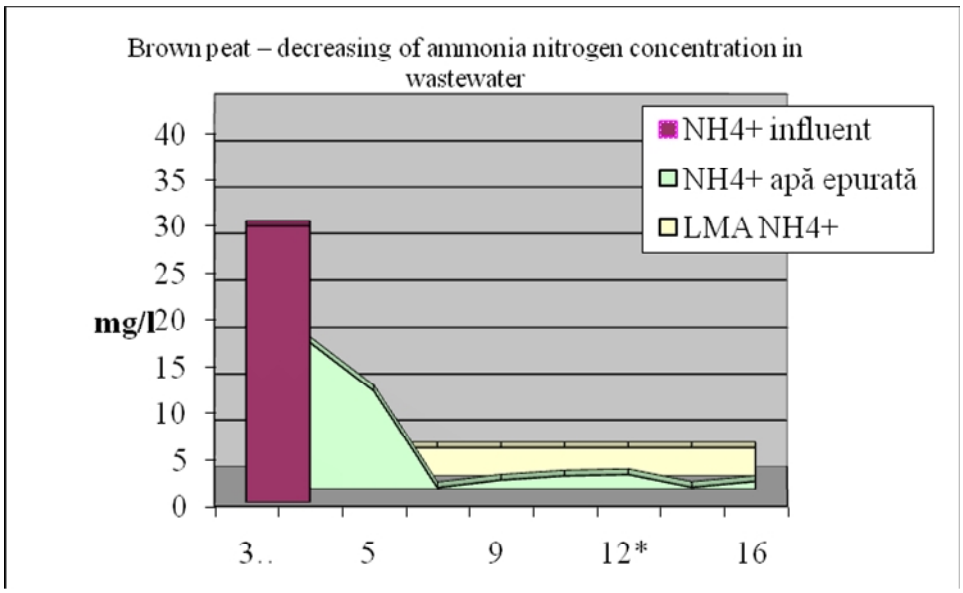
MTS INFLUENT = INFLUENT TSM
MTS APA EPURATA = TSM IN TREATED WW
LMA MTS = MAL TSM



CCO-CR INFLUENT = INFLUENT COD-CR
CCO-CR APA EPURATA = WASTEWATER COD-CR
LMA CCO-CR = MAL COD-CR

For ammonia nitrogen, a significant drop in concentration has been recorded at 7 days after the start of the study, which was attributed to the need of "maturation" of the peat system, this being related to the need for a longer time for adaptation and development for organisms involved in the transformation of nitrogen compounds. With the reduction of ammonia nitrogen there is a slight increase in nitrate concentration, in correlateon to the transformation stages in the nitrification process. The fact that nitrate concentrations remain at low values may be partly due to the partially

anaerobic environment provided by the peat bed, environment that is favourable for the development of denitrification organisms. For ammonia nitrogen, in the first days, the decreasing was of only 50%, then this figure reaching values of up to 97%.



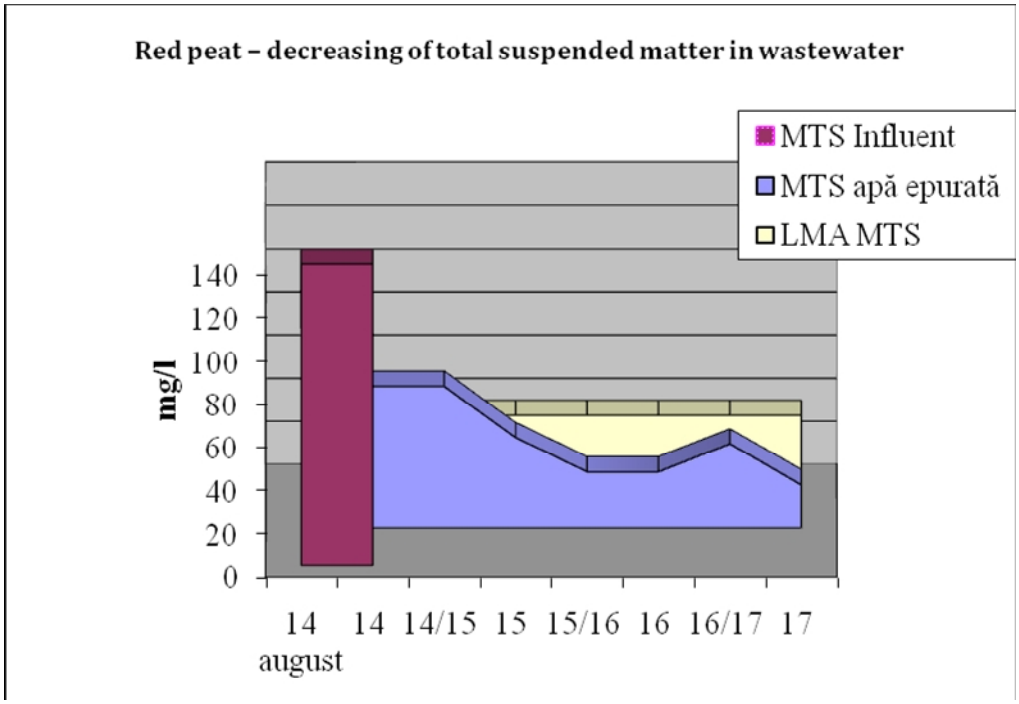
NH4+ INFLUENT = INFLUENT NH4+
NH4+APA EPURATA = WASTEWATER NH4+
LMA NH4+ = MAL NH4+

Table 5 – Results of the second stage of study, with use of red peat
The experiment's second stage had as goal the testing of effectiveness of redpeat in wastewater treatment, by means of a procedure similar to the one used in the first part.

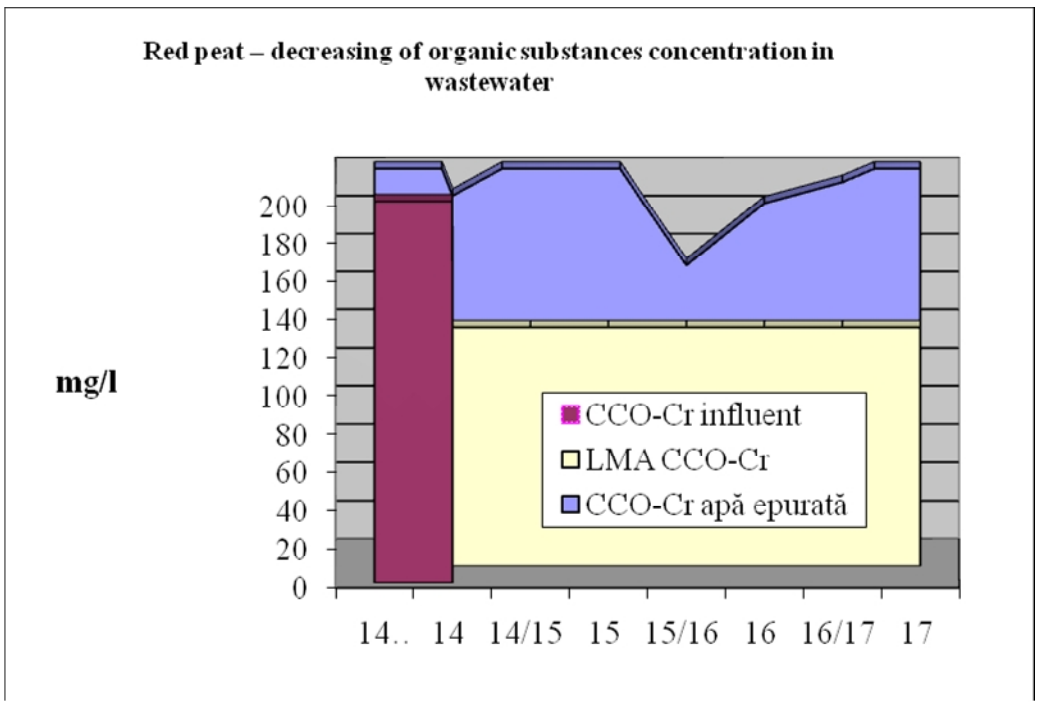
Table 5. Phase II study results, with use of peat red.

	Influent	Effluent							
						august			
	14	14/15	15	15/16	16	16/17	17	18	18/19
pH	7.41	6.25	6.34	6.64	6.72	6.8	6.66	6.92	6.83
Temperature	19.8	22.7	18.8	22.3	17.7	20.9	15.8	17.6	21.1
TSM	393	85	66	66	42	26	26	39	20
COD-Cr	376	289	186	208	209	149	182	193	210
BOD5									
NH4+	44.77	27.24	18.76	20.5	20	20.82	18	16.4	18.94
NO3-	0.37		2.19				1.78	1.53	
MAL TSM		35	35	35	35	35	35	35	35
MAL COD-Cr		125	125	125	125	125	125	125	125
MAL NH4+		3	3	3	3	3	3	3	3

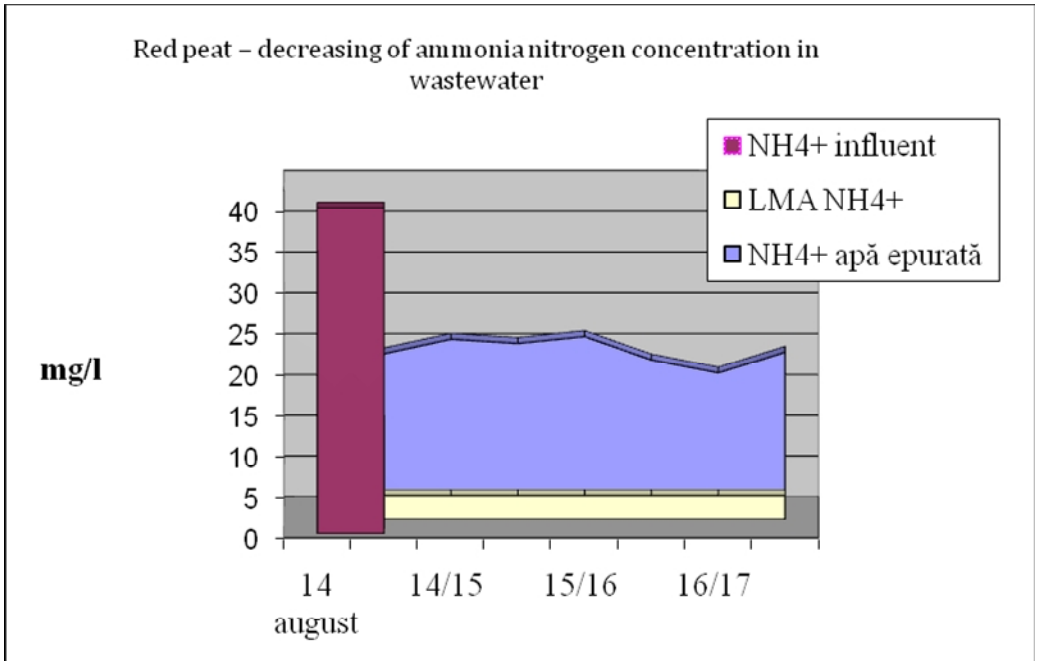
The obtained results (table no.5), when red peat has been used as filtering medium were positive in terms of decreasing of the total suspended matter, the process reaching an efficiency of 95%. For the other quality indicators, the decreasing was insignificant, resulting in a minimum of 149mg/ lCOD-Cr and 16.4mg/ l ammonia nitrogen.



MTS INFLUENT = INFLUENT TSM
MTS APA EPURATA = TSM IN TREATED WW
LMA MTS = MAL TSM



CCO-CR INFLUENT = INFLUENT COD-CR
CCO-CR APA EPURATA = WASTEWATER COD-CR
LMA CCO-CR = MAL COD-CR



NH4+ INFLUENT = INFLUENT NH4+
NH4+APA EPURATA = WASTEWATER NH4+
LMA NH4+ = MAL NH4+

Given the low erefficiency recorded for the red peat system,within the last stage of the study that was conducted in 2011, brown peat has been used as treatment substrate, in a continuously fed system. The obtained results (table no.6) showed that brown peat preserves its efficiency in terms of decreasing the concentration of major pollutants compounds in wastewater when water feeding is continuous. Moreover, the efficieny increases whena "maturation" of the system is reached.

Table 6. Results of a phase III study-brown peat use in power system continues

	Influent					Effluent								
						Sept.								
	1	2	2/3	3	3/4	4	4/5	5	6	6/7	7	7/8	8	8/9
pH	7.48	7.58	7.69	7.79	7.58	7.61	7.83	8.02	8.01	7.92	7.88	7.87	7.8	6.69
temp.	21.4	18.7	18.8	17.2	21	17	21.5	14.9	18.2	21.8	21.8	21.3	17.8	18.7
TSM	328	66	22	30	31	21	22	52	13	17	18	18	19	21
COD-Cr	252	117.68	48	52	72	63.28	65	73	57.57	28	51	62.48	55.36	34
BOD5												22	22	16
NH4+	13.71	16.6	13	14	12	13.64	20.49	17.3	12.12	9.38	8.66	6.44	4.9	2.3
NO3-	0	0	0.17	0.96	0.2	0.61	0.115	0.58	1.04		2.38		6.95	
MAL TSM		35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35
MALCOD-Cr		125	125	125	125	125	125	125	125	125	125	125	125	125
MAL NH4+		3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

	Influent					Effluent				
				September						
	1	9	9/10	10	10/11	11	11/12	12	13	13/14
pH	7.48	7.6	7.82	7.87	7.91	7.9	7.8	7.99	8	8.21
temp.	21.4	16.3	16.3	15.9	16.8	17.5	21	16.6	18	22
TSM	328	22	26	22	20	20	22	6	13	13
COD-Cr	252	36	30	32	34	45	43	41	33	46
BOD5										
NH4+	13.71	5.76	2.16	2.3	5.05	0.09	2.02	0.057	0	0.05
NO3-	0	3.13		0.54		6.85		11.75	9.23	
MAL TSM		35	35	35	35	35	35	35	35	35
MAL COD-Cr		125	125	125	125	125	125	125	125	125
MAL NH4+		3	3	3	3	3	3	3	3	3

CONCLUSIONS

The study that has been conducted in 2011 has revealed the following:

¬peat systems can be an alternative for wastewater treatment, providing a decreasing of pollutants concentrations down to an acceptable level that makes possible to safely discharge treated wastewater into a river course;

¬the type of selected peat type is especially important because the peat properties are strongly influencing on the system's efficiency; the conducted experiment has revealed the low efficiency of red peat in the tested conditions;

¬the power and energy needs in order to ensure an optimal efficiency for the decreasing of organic substances, suspended matter and ammonia nitrogenare minimal in the case of peat (for this experiment power has been consumed only by the water recirculation pump);

¬peat provides a highly efficient decreasing of suspended matter and organic compounds, even for a short contact time, whilst the ability of nitrogen compounds reduction varies depending on contact time, temperature, etc.

¬the peat's antimicrobial properties may offer a solution for producing an effluent with low microbial load, fact very important in the case of small communities wherew ater river is used for domestic animals;

¬the performances of the peat system have been evaluated in the summer-autumn period, so it is necessary to test the system in winter conditions too, in order to check whether this system will provide satisfactory results under the climatic conditions that occur in the area of use;

¬peat systems do not generate odour or noise pollution .

BIBLIOGRAPHY:

1. GESPER Centre de ressources EnviroB.A.T. -Mediterranee- "La gestion des eaux uses: assainissemnet non colectif regroupe et petit collectif", 2007
2. www.cefns.nau.edu/Projects/WDP/resources/treatmentsyst/Peat.htm
3. David Lindbo, " Peat biofilter", Vernon James Center,NSU, Plymouth, 2003
4. "Inovative/Alternative System in North Carolina", Stone Environmental, Inc, 2005
5. "Review of technologies for the onsite treatment of wastewater in California" Center for Environmental and Water Resources Engineering, 2002
6. Denis Couillard "The use of peat in Wastewater Treatment", Water Research, vol 28, Nr. 6, pag. 1261-127, 1994
7. "Puraflo Wastewater treatment – design guide and installation manual", Bord NA Mona, 2010
8. S.D. Monson Geerts, B. McCarthy, R. Axler, J. Henneck,S. Heger Christopherson, J. Crosby, and M. Guite, "Performance of peat filters in the treatment of domestic wastewater in Minnesota", 1996
9. James Jacobsen, "On site peat sewage treatment systems assessment". 1998
10. Robert A. Patterson, Ken Davey, Nick Farnan, " Peat bead filtersfor on site treatment of septic tank effluent", 2001
11. Robert A. Patterson, " Effective treatment of domestic effluent with a peat biofilter – a casy study at Tingha", 2004
12. Clint Richardson, " Peat filters as an alternative on-site residential system: a design, operation, and performance overview", 1996
13. 1.Healy M G.,Rodgers M.,Mulqueen J.,Treatment of wastewater using constructed wetlands.
14. Bioresurce Technology, 98,(12),p.2268,2007
15. Stattmeister U.,Wiesner A., Efects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment
16. Biotechnology Advances, 22,(1-2),p.93,2003
17. Taylor M.,Clarke W P.,Greenfield P F.,The treatment of domestic wastewater.
18. Ecological Enfineering, 21,(2-3),p.197, 2003
19. Wei Ma ,Tobin J M.,Determination and modeling of effect on peat biosorbtion.
20. Biochemical Engineering Journal, 18,(1),P.33,2004
21. Ayaz S.,Akca L.,Treatment of wastewater by natural system Evironment International 26,(3),p.189,2001
22. Lens P N.,Vochten P M.,Direct treatment of domestic wastewater by percolation over peat
23. Water Research, 28, (1),p.17, 1994
24. Brooks J L.,Rock C A.,Struchtemeyer R A.,Use of Peat for on Site wastewater treatment.I Laboratory evaluation
25. Journal of Environmental Quality 13,(4), p.518, 1983
26. Brooks J L.,Rock C A.,Struchtemeyer R A., Peat for wastewater treatment.II
27. Journal of Environmental Quality 13,(4), p.524, 1983 Viraraghavan T.,Ayyaswani A.,Use of Peat in water pollution control
28. Canadian Journal of Civil Engineering, 14, (2), p.230,1987
29. Pollard S J.,Fowler G D.,Sollars C J., Low-Cost absorbents for waste and wastewater treatment by Peat Filters Focus 10.000, 1999.
30. Dibelger G B.,Belanger G.,Mrthod of pre-treating Peat for use in biofiltres for wastewater treatment and use thereof.U.S.Patent,5206206/1993

Secţiunea 3:

Managementul nămolului – soluţii integrate în protecţia mediului

Optimizarea soluţiilor de gestiune a nămolurilor provenite de la epurarea apelor uzate

Iancu I.*, Bica I.*, Dimache A.*
* Universitatea Tehnica de Construcţii Bucureşti, Departamentul de Hidraulica si Protecţia Mediului, B-dul Lacul Tei, Nr. 124, Sector 2, Bucureşti 020396 (E-mail: iancuiulian@hidraulica.utcb.ro, bica@utcb.ro; aldi@utcb.ro)

Abstract
Disposal, sludge management is an expensive and sensitive environmental issue. It is also a problem whose scope is in continuous growth throughout the world, not only in Romania, because the production of sludge from wastewater treatment plants will continue to increase as quality standards for treatment plants works and standards for environmental protection are becoming more stringent.
In the European context, the problem of sludge disposal and recovery from wastewater treatment plants is currently highly disputed. Application of sewage sludge to agricultural land may be beneficial because it can improve the physical, chemical and biological properties of soils which may enhance crop growth and reduce the demand for chemical fertilizers. On the other hand, applying sludge to agricultural crops can pose a potential risk for human health and the environment- groundwater, surface water bodies and soils.
Sludge disposal in landfills is subject to strict ecological and environmental restrictions with implications in dimensioning process lines and respective operating costs. Other alternatives, such as composting or incineration, are poorly developed or are very expensive and have complex environmental implications.
The recommended approach to determining the optimum policy for the management and use of sludge is based on the Best Practicable Environmental Option (BPEO) methodology. Identifying the best practical environmental options is a strategic methodology developed to identify the best options in terms of the environment, of processing and disposal of sludge. This methodology is based on a comprehensive approach and flexible multi-criteria, which can be applied in any sludge management strategy and, more generally, in waste management issues for a specific case or a region. This strategic approach is now applied successfully in sludge management problems in many countries.
This paper proposes the implementation of BPEO methodology, adapted to the specific problems of management and use of sludge from treatment plants in Romania.

Keywords
Best practicable environmental option, sludge management, sludge removal.

INTRODUCERE

Procesarea si eliminarea nămolului este o problemă costisitoare şi cu efecte semnificative asupra mediului. Este, de asemenea, o problemă in continua creştere în întreaga lume, nu numai în Romania, deoarece producţia de nămoluri de la staţiile de epurare a apelor uzate va continua să crească pe măsură ce standardele de calitate pentru lucrările de la staţiile de epurare şi cele de mediu vor deveni tot mai stricte.
În context European, problema eliminării şi valorificării nămolurilor provenite de la staţiile de epurare a apelor uzate este extrem de disputată. Aplicarea nămolurilor pe terenurile agricole poate fi benefică, ducând la îmbunătăţirea proprietăţilor fizice, chimice şi biologice ale solurilor, facilitând dezvoltarea culturilor. Pe de altă parte, aplicarea nămolului pe terenurile agricole, poate reprezenta un risc potenţial asupra sănătăţii umane şi a mediului, afectând factori de mediu cum ar fi: apele subterane, corpuri de apă de suprafaţă, solurile. Depozitarea nămolului în depozitele de deşeuri ecologice are la bază restricţii ce decurg din aplicarea politicilor de reducere a deseurilor biodegrabile admise in aceste depozite Alte alternative, de exemplu compostarea, sunt slab dezvoltate, iar altele cum ar fi incinerarea, sunt foarte scumpe şi cu implicaţii complexe asupra mediului.

Abordarea recomandată în vederea stabilirii unei politici optime de gestiune, eliminare şi utilizare a nămolurilor se bazează pe metodologia identificării celor mai bune opţiuni de mediu practicabile (BPEO - Best Practicable Environmental Option).
Experienţele europene arată că strategiile de gestionare a nămolurilor se bazează în general pe combinaţii de opţiuni de eliminare diferite. De exemplu aplicarea nămolurilor pe terenurile agricole este limitata sezonier, aplicarea în timpul iernii nefiind permisă. Acest lucru necesită capacităţi extinse de stocare sau depozitarea in aceasta perioada în depozite de deşeuri.Prin urmare, strategiile de gestionare a nămolurilor, nu oferă o soluţie definitiva, ci mai degrabă, pe cât posibil urmăresc să propună o soluţie optimă sau soluţii optime din punct de vedere economic, tehnic şi al implicaţiilor de mediu.

Criterii de evaluare BPEO
Strategiile de gestionare a nămolurilor trebuiesc să fie dezvoltate pe baza unor obiective specifice ce reflecta "eficienta economică, tehnică şi de mediu". Aceste obiective sunt următoarele:

- *Aplicabilitate:* Strategia trebuie să fie bazată pe condiţiile şi resursele locale sau trebuie să fie uşor adaptabilă la cele potenţial aplicabile. Aceasta include utilizarea infrastructurii şi resursele existente sau potenţiale, în special, în vederea utilizării nămolului în agricultură, unde trebuiesc respectate condiţiile geografice, meteorologice şi pedologice.
- *Flexibilitate:* Strategia nu depinde de o singură opţiune de depozitare a nămolului. Combinarea a două sau mai multe opţiuni este recomandată.
- *Acceptabilitatea mediului:* Riscurile potenţiale şi impacturile posibile asupra mediului vor fi evitate sau reduse.
- *Siguranţa şi viabilitate:* Strategia trebuie supusăstandardelor actuale naţionale şi europene, dar este posibil să fie valabilă pentru toată perioada proiectului.
- *Eficienţa costului.*

Criteriile esenţiale în identificarea celei mai bune opţiuni de mediu practicabile, specifică faptul că, opţiunea aleasă trebuie să îndeplinească următoarele:

- Reprezintă cea mai buna soluţie din punct de vedere al mediului, este sigură şi de durată, si nu necesită costuri excesive;
- Respectă toate standardele legale cu privire la emisiile în apă şi aer, la utilizarea pe sol şi la depozitarea în depozitele de deşeuri, şi reduce pe cât posibil un eventual transfer de poluare între factorii de mediu;
- Încorporează factori de siguranţă pentru a depăşi orice incertitudine cu privire la impactul asupra mediului.

Principiile care stau la baza strategiilor de management al deşeurilor, valabile şi pentru nămoluri, sunt următoarele:

- Evitarea producerii deşeurilor, ceea ce în cazul nămolurilor presupune adoptarea celor mai bune tehnici care generează cantităţile cele mai mici de nămol;
- Valorificarea materială – vizează utilizarea nămolurilor în agricultură, în silvicultură sau pentru îmbunătăţiri funciare;
- Valorificarea energetică – presupune eliberarea potenţialului energetic al materiei organice conţinute în nămol, folosind diferite tehnici de gazeificare sau incinerare;
- Depozitarea finală înseamnă depunerea controlată a nămolului, după o tratare prealabilă, în locaţii cu destinaţie şi amenajări specifice.

Procesul de evaluare a celei mai bune opţiuni de mediu practicabilă - BPEO, poate fi rezumat astfel (figura 1):

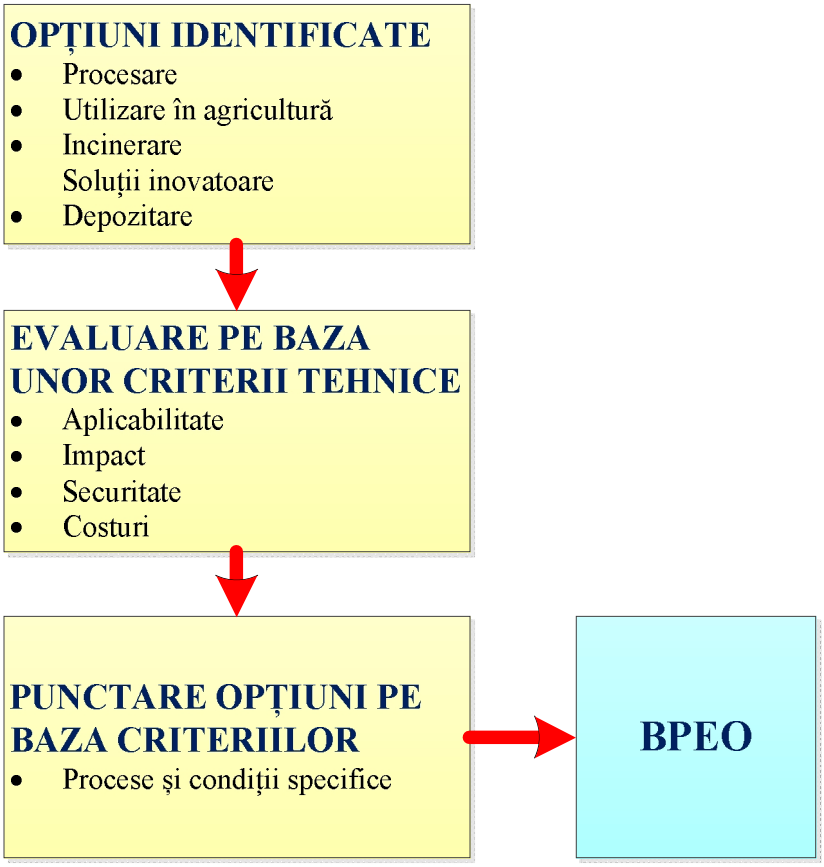


Fig. 1 Procesul de evaluare BPEO

In identificarea celei mai bune opţiuni de mediu practicabile, următoarele aspecte sunt esenţiale:

- Toate opţiunile identificate sunt evaluate, luând în considerare minimizarea cantităţii de nămol, a generării de poluanţi, de tratare şi eliminare cu alte deşeuri, de utilizare a unor noi metode de eliminare;
- Toate deciziile luate sunt evaluate în primul rand pe considerente de mediu, şi pe criterii privind viabilitatea şi fiabilitatea opţiunilor identificate.
- Se urmăreşte realizarea unui echilibru rezonabil şi justificabil între beneficii şi costuri.

Evaluarea trebuie să ţină cont de toate intrările şi ieşirile, luând în considerare următoarele criterii de evaluare:

- Legislaţie
- Politici de mediu
- Mediu
- Tehnic
- Economic.

Pe baza principiilor prezentate mai sus se pot identifica diverse opţiuni de eliminare finală: utilizare în agricultură, utilizare în silvicultură, utilizare pentru îmbunătăţiri funciare, co-incinerare, incinerare, depozitare etc.Este evident ca fiecare opţiune de eliminare necesită parametrii calitativi foarte bine determinaţi pentru nămol, de care trebuie ţinut cont încă din faza de proiectare a staţiei de epurare.

Opţiunile identificate pentru eliminarea nămolurilor, trebuie comparate între ele, în vederea identificării celei mai bune opţiuni în vederea implementării. În general opţiunea cea mai sigură, acceptabilă şi economică este obţinută prin corelarea strictă încă din faza de proiectare a proceselor de tratare a nămolurilor cu opţiunile de eliminare finală. În acest sens tehnologia de procesare a

nămolurilor trebuie selectată astfel încât în urma procesării nămolului să atingă parametrii calitativi impuşi de metoda de eliminare finală.

ANALIZĂ MULTICRITERIALĂ A OPŢIUNILOR DE ELIMINARE A NĂMOLULUI

Analiza multicriterială reprezinta o abordare structurată utilizată pentru a determina preferinţele generale dintre mai multe opţiuni alternative identificate, opţiuni care conduc la îndeplinirea unor obiective, cu respectarea principiilor care stau la baza opţiunilor analizate. Criteriul reprezintă parametrul în funcţie de care opţiunile identificate sunt evaluate şi comparate pentru a se stabili măsura în care acestea conduc la îndeplinirea obiectivelor. Fiecare criteriu trebuie să măsoare un aspect relevant şi nu trebuie să depindă de un alt criteriu. Criteriile sunt, în general, de două feluri: cantitative şi calitative.

Analiza opţiunilor identificate ca fiabile, pentru eliminarea nămolului, trebuie sa ţină cont de următoarele seturi de criterii:

a) Criterii tehnice
b) Criterii economice
c) Criterii de mediu
d) Criterii sociale

Pentru identificarea celei mai bune opţiuni BPEO, fiecărui set de criterii i se va aloca un punctaj, fie prin tehnica comparării, fie prin calculare pe baza mărimilor fizice cuantificabile pentru criteriile respective, în cadrul unei analize multicriteriale.

Criteriile tehnice

Criteriile tehnice se referă la soluţiile de procesare şi de eliminare a nămolului. În cadrul criteriilor tehnice sunt considerate relevante următoarele elemente componente, care definesc uşurinţa implementării unei anumite opţiuni:

- Necesarul de spaţiu;
- Măsura în care vor fi afectate procesele existente;
- Complexitatea tehnică;
- Siguranţa eliminării:
    - Viabilitatea pe termen lung;
    - Flexibilitate.

*Necesarul de spaţiu.*Orice proces de deshidratare/tratare al nămolului trebuie să fie compatibil cu procesele de procesare a nămolului deja existente. Fiecare proces de procesare a nămolului necesită un spaţiu bine definit; acesta trebuie să fie disponibil în incinta staţiilor de epurare existente sau să poată fi asigurat prin regruparea instalaţiilor tehnologice existente sau prin spaţii suplimentare în vecinătatea acestora.

*Măsura în care vor fi afectate procesele existente.*Implementarea oricărei variante de procesare a nămolului perturbă, în mod inevitabil, procesele din staţia de epurare în exploatare. Aceste perturbări pot fi cu impact redus, de genul îngreunării accesului personalului de exploatare şi întreţinere, dar pot fi chiar semnificative în cazul în care este necesară de exemplu întreruperea totală sau parţială a restului de flux de procesare a nămolului sau a apelor uzate.

*Complexitatea tehnică.*Diferitele procese tehnologice de procesare a nămolurilor necesită un nivel de competenţă bine definit al personalului de exploatare şi întreţinere, funcţie de complexitatea tehnică a procesului respectiv.

*Siguranţa eliminării.*În ultimii ani natura şi măsura constrângerilor privind tratarea şi eliminarea finală a nămolurilor s-a schimbat. Este de aşteptat ca şi în viitor să apară schimbări pentru care momentan nu există încă previziuni, prognoze. Este foarte important ca opţiunea aleasă să poată fi adaptată schimbărilor ce pot apărea în viitor, acoperind un orizont de timp cât mai îndepărtat.

În cadrul evaluării diferitelor opţiuni, acest criteriu ţine cont de două aspecte: cât de viabilă este opţiunea pe termen lung (viabilitate) şi măsura în care pot fi aplicate şi alte rute de eliminare (flexibilitate), decât cele de depozitare in depozitele de deşeuri.

Criterii economice

În cadrul criteriilor economice sunt analizate atât costurile de capital (de investiţie), cât şi costurile de operare.

*Costurile de capital.*Costurile de capital aferente implementării opţiunilor identificate diferă în funcţie de tehnologia ce urmează a fi implementată. Calcularea costurilor necesare acoperirii investiţiilor trebuie să se realizeze cu ajutorul costurilor unitare provenite de la:

- Cotaţii ale furnizorilor de utilaje;
- Valoarea reactualizată a diferitelor utilaje achiziţionate anterior etc.

În cadrul acestor costuri nu vor intra costurile de proiectare, a obţinerii avizelor, autorizaţiilor şi a taxelor legale.

*Costuri de operare.*Costurile de operare trebuie să acopere exploatarea întregului flux tehnologic de procesare al nămolului, atât ale elementelor tehnologice existente într-o staţie de epurare, cât şi a celor propuse, care fac obiectul investiţiilor.

Costurile de operare vor include:

- Costuri de mentenanţă instalaţii
- Costuri substanţe, reactivi etc.
- Energie electrica
- Costuri de preluare
- Costuri de transport etc.

Criterii de mediu

Fiecare variantă de procesare şi eliminare finală a nămolului are un anumit impact asupra mediului. În cadrul criteriilor de mediu nu se va determina impactul net asupra mediului a diferitelor opţiuni de eliminare a nămolului care presupune însumarea efectelor pozitive cu cele negative, ci se va determina impactul relativ asupra mediului prin compararea impacturilor fiecărei opţiuni identificate, între ele, ţinându-se cont de următoarele aspecte:

- Măsura reducerii materialului organic supus depozitării finale;
- Valorificarea potenţialului energetic al nămolului prin utilizarea fracţiei organice a acestuia;
- Măsura diminuării cantităţilor de nămol supuse depozitării finale;
- Emisii;
- Afectarea factorilor de mediu: apă, aer, sol, subsol, biodiversitate.

*Reducerea materialului organic supus depozitării finale.*Directiva 1991/31/EC şi Decizia 2003/33/EC cu privire la depozitele de deşeuri, transpuse integral în legislaţia naţională, prevede ca din 2001 până în 2020, să se reducă progresiv cantităţile de deşeuri biodegradabile acceptate în depozitele de deşeuri ecologice şi această cerinţa poate fi extrapolată şi la nămolurile provenite de la staţiile de epurare.

Prin procesele tehnologice aplicate pentru fiecare opţiune identificată, fracţiunea volatilă este eliminată în diferite proporţii. Opţiunile de incinerare şi co-incinerare, reduc în întregime componenta volatilă din nămolul supus depozitării finale. Restul opţiunilor elimină materialul organic doar acolo unde staţiile de epurare au integrat în fluxul de tratare a nămolului procesul de stabilizare anaerobă.

*Energia regenerabilă valorificată.*Procesarea nămolurilor necesită energie sub diferite forme. Energia electrică este practic indispensabilă în orice etapă de tratare a nămolurilor. Procesul de uscare, care asigură o reducere semnificativă a cantităţii de nămol prin eliminarea apei din acesta, este un mare consumator de energie termică. Valorificarea resurselor de energie regenerabilă este o tendinţă larg răspândită, având şi o susţinere importantă în Uniunea Europeană.

În cadrul acestui criteriu sunt cuantificate următoarele apecte:

- Energia conţinută de biogazul generat în diferitele variante;
- Energia solară valorificată la uscarea nămolului.

*Deşeurile depozitate.*Este evident ca pe măsură ce scade cantitatea de nămol supusă depozitării finale, scad şi efectele negative asupra mediului.

*Evaluarea emisiilor.*Fiecare opţiune de eliminare identificată are emisii în mediul înconjurător, atât pe durata procesării nămolului, cât şi după depozitarea acestuia. Acest criteriu nu analizează opţiunile sub aspectul emisiilor pe care acestea le au în mediul înconjurător, în timpul procesării nămolurilor, deoarece se presupune că tehnologiile de procesare a nămolurilor vor respecta toate cerinţele legale cu privire la emisiile în mediu şi astfel acestease regăsesc indirect în criteriile economice, şi anume în costurile de investiţie şi în cele de operare implicate de fiecare opţiune identificată în parte.De exemplu, pentru reducerea impactului negativ asupra atmosferei datorită gazelor provenite de la incinerarea nămolurilor, în componenţa instalaţiilor de incinerare sunt încorporate soluţii de reducere a emisiilor în limitele acceptabile pentru mediul înconjurător. Din această cauză, costurile de investiţii şi cele de operare, complexitatea tehnică a acestor instalaţii sunt mai ridicate, în comparaţie cu alte procedee de procesare şi eliminare a nămolului. În concluzie acestea reprezintă o cuantificare indirectă a acestui criteriu.

Acest criteriu va ţine cont de stabilitatea produsului finit rezultat în urma procesării nămolului, în special de umiditatea acestuia, ce poate determina emisii în mediul înconjurător (producerea de levigat, mirosuri etc.)

*Afectarea factorilor de mediu.*Fiecare opţiune de procesare şi eliminare a nămolului identificată are anumite implicaţii asupra principalilor factorilor de mediu: apă, aer, sol, subsol, biodiversitate. Funcţie de opţiunile identificate de eliminare a nămolului, implicaţiile asupra factorilor de mediu sunt diferite. Acest criteriu face o analiză calitativă a implicaţiilor asupra factorilor de mediu prin compararea opţiunilor identificate.

Criterii sociale

În cadrul criteriilor sociale sunt considerate relevante următoarele elemente componente, care definesc implicaţiile sociale ale unei anumite opţiuni:

- Acceptabilitatea publică;
- Crearea locurilor de muncă;
- Sănătatea umană;
- Corelarea cu alte programe şi politici de mediu

*Acceptabilitatea publică.*Acceptabilitatea publică este un criteriu foarte important, de evaluare a fiecărei opţiuni de eliminare a nămolului. Este foarte important ca opinia publică să găsească acceptabilă opţiunea de eliminare şi să joace rolul necesar pentru ai asigura implementarea. Unele opţiuni de eliminare, precum eliminarea în agricultură, sunt privite cu reticenţa de către fermieri.

*Crearea de locuri de muncă.*Acest criteriu cuantifică locurile de muncă nou create datorită implementării unei opţiuni de procesare şi eliminare a nămolului.

*Sănătatea umană.*Sănătatea este o problemă importantă, atât pentru public cât şi pentru reglementările legislative. Reglementările de mediu vizează protecţia sănătăţii umane, precum şi a mediului. Acest criteriu analizează daca exista vreun impact potenţial asupra sănătăţii umane asociat cu opţiunile de eliminare a nămolului.

*Corelarea cu alte programe şi politici de mediu.*Este foarte important ca opţiunile identificate să nu intre în conflict cu alte programe şi politici de mediu locale, naţionale sau europene. Opţiunile de eliminare a nămolurilor identificate trebuie să nu vină în conflict cu domenii precum gestionarea deşeurilor sau alte domenii conexe cum ar fi dezvoltarea economică.

METODA DE EVALUARE MULTICRITERIALĂ

Există mai multe metode de evaluarea multicriterială, dintre care se amintesc: însumarea ponderilor, procesul ierarhiei analitice, metode de surclasare (ELECTRE I) etc. Pentru analiza multicriterială a opţiunilor de eliminare a nămolului, se propune metoda însumării ponderilor. Metoda, cunoscută şi sub numele de modele liniare cumulative, este o metodă foarte utilizată în cazul deciziilor multicriteriale.

Metoda însumării ponderilor, se aplică în ipoteza că criteriile sunt preferenţial independente unul de celălalt. Modelul liniar arată cum valorile anumitor criterii arefente unei opţiuni pot fi combinate într-o valoare de ansamblu. Acest lucru se realizează prin înmulţirea punctajelor standardizate ale fiecărui criteriu cu ponderea adecvată acelui criteriu, urmată de însumarea punctajelor ponderate ale tuturor criteriilor. Calcularea punctajului total pentru fiecare alternativă identificată de eliminare a nămolului se poate face folosi următoarea relaţie:

$$A_i = \sum_{j=1}^{n} w_j \cdot r_{i,j}$$

în care:

A_i – opţiunea (altenativa) identificată, unde i este numărul opţiunii;
w_j– ponderea criteriului j, unde j ia valori între 1 şi numărul de criterii n;
$r_{i,j}$ – punctajul acordat criteriului j, pentru opţiunea i.

Este important de menţionat că, procesul de standardizare şi ponderile aplicate fiecărui criteriu, implică un grad ridicat de subiectivism. De aceea, explicarea punctelor forte şi a punctelor slabe ale unei strategii de gestionare a nămolului, precum şi explicarea clasificării finale a opţiunilor identificate pentru eliminarea nămolului sunt paşi foarte importanţi în prezentarea opţiunii recomandate pentru eliminarea nămolului.

Pentru realizarea matricei de performaţă BPEO, fiecare criteriu identificat anterior va primi o anumită pondere, iar fiecare alternativă va fi punctată corespunzător fiecărui criteriu. Consecinţele preconizate pentru fiecare opţiune identificată de eliminarea a nămolui va primi un punctaj numeric între 0 şi 100, pentru fiecare criteriu. Criteriile tehnice, de mediu şi cosiale sunt criterii calitative, opţiunile care sunt preferate altora primesc un punctaj mai mare pe scarea nivelului de preferinţă, iar opţiunile mai puţin preferate primesc un punctaj mai mic. Criteriile economice sunt criterii cantitative, bazate pe costuri de investiţie, respectiv exploatare. Opţiunea cu cel mai mic cost de investiţie sau exploatare, primeşte punctaj maxim (100), celelalte opţiuni primind punctaj funcţie de aceasta. Pentru evaluarea ponderilor s-a folosit estimarea directă a importanţei relative prin atribuirea directă a unei greutăţi specifice fircărui criteriu. S-a optat pentru o greutate specifică egala pe cele patru categorii de criterii (tabel 1).

Tabel 1. Ponderile direct exprimate

Criterii	**Ponderi**
A. Criterii tehnice	***0.25***
A.1. Necesarul de spaţiu	0.05
A.2. Măsura în care vor fi afectate procesele existente	0.05
A.3. Complexitatea tehnică	0.05
A.4. Siguranţa eliminării: viabilitatea	0.05
A.5. Siguranţa eliminării: flexibilitatea	0.05
B. Criterii economice	***0.25***

B.1. Costuri de investiţii	0.10
B.2. Costuri de operare	0.15
C. Criterii de mediu	***0.25***
C.1. Reducerea materialului organic supus depozitării finale	0.05
C.2. Energia regenerabilă valorificată	0.05
C.3. Deşeuri depozitate	0.05
C.4. Emisii	0.05
C.5. Afectarea factorilor de mediu	0.05
D. Criterii sociale	***0.25***
D.1. Acceptabilitatea publică	0.10
D.2. Crearea de locuri de muncă	0.05
D.3. Sănătatea umană	0.05
D.4. Corelarea cu alte planuri şi programe	0.05

Astfel punctajul maxim al unei opţiuni de eliminare a nămolului este de 100 de puncte.

Pe baza acestor criterii, şi pe baza opţiunilor identificate pentru eliminarea/valorificarea nămolului într-o strategie de gestionare a nămolurilor provenite de la staţiile de epurare a apelor uzate şi/sau de la staţiile de tratare, se poate realiza matricea de performanţă BPEO (matricea de decizie, tabel 2), pe baza cărei se va determina opţiunea recomandată ca fiind cea mai bună opţiune practicabilă pentru mediu (Best Practicable Environmental Option), opţiunea cu cel mai mare punctaj.

Tabel 2. Matricea de performanţă BPEO

Criterii	**Opţiunea 1**	**Opţiunea 2**	**…**	**Opţiunea n**
A. Criterii tehnice				
A.1. Necesarul de spaţiu				
A.2. Măsura în care vor fi afectate procesele existente				
A.3. Complexitatea tehnică				
A.4. Siguranţa eliminării: viabilitatea				
A.5. Siguranţa eliminării: flexibilitatea				
B. Criterii economice				
B.1. Costuri de investiţii				
B.2. Costuri de operare				
C. Criterii de mediu				
C.1. Reducerea materialului organic supus depozitării finale				
C.2. Energia regenerabilă valorificată				
C.3. Deşeuri depozitate				
C.4. Emisii				
C.5. Afectarea factorilor de mediu				
D. Criterii sociale				
D.1. Acceptabilitatea publică				
D.2. Crearea de locuri de muncă				
D.3. Sănătatea umană				
D.4. Corelarea cu alte planuri şi programe				
PUNCTAJ TOTAL:				

Opţiunile de gestiune a nămolurilor sunt caracterizate de avantaje şi dezavantaje care le recomandă mai mult sau mai puţin ca soluţii pe termen mediu şi lung, acest lucru reflectându-se în matricea de decizie. Utilizarea analizei multicriteriale în evaluarea opţiunilor de gestiune a nămolurilor provenite de la epurarea apelor uzate asigură luarea deciziei în cunoştinţă de cauză, prin evaluarea pe baza unor criterii standard a fiecărei opţiuni identificate pentru gestionarea nămolului.

CONCLUZII

Identificarea celor mai bune opţiuni de mediu practicabile, este o metodologie strategică, care a fost dezvoltată pentru identificarea opţiunii optime pentru procesarea şi eliminarea nămolului. Această metodologie furnizează o aplicare completă şi flexibilă ce poate fi utilizataîn cadrul oricărei strategii de gestionare a nămolului sau în probleme legate de gestiunea deşeurilor, pentru un caz specific sau pentru o regiune. Aceasta abordare strategică, pe baza unei analize multicriteriale a apţiunilor identificate de gestiune a nămolurilor provenite de la epurarea apelor uzate, a fost aplicată cu succes în problemele de gestionare a nămolurilor în multe ţări.

În realizarea unei strategii de gestionare a nămolurilor, metodologia identificării celei mai bune opţiuni de mediu practicabile (BPEO), permite evaluarea tuturor opţiunilor de procesare şi eliminare a nămolului, pe baza unui audit corespunzător, astfel încât orice hotărâre sau presupunere făcută să fie riguros justificată.

MULŢUMIRI

Prezenta lucrare a fost elaborată în cadrul proiectului „Elaborarea Politicii Naţionale de Gestionare a Nămolurilor de Epurare" realizat de consorţiul de firme Mott MacDonald, UTCB, ISPE şi Biotehnol sub egida Ministerului Mediului şi Pădurilor, cărora autorii le multumesc.

BIBLIOGRAFIE

[1.] *Elaborarea Politicii Naţionale de Gestionare a Nămolurilor de Epurare, Strategia naţională de gestiune a nămolurilor, Partea I, II şi III*, Mott MacDonald, UTCB, ISPE şi Biotehnol, 2011/2012.
[2.] *BPEO for the Management of Waste Asbostos*, Environment and Heritage Service, 2004.
[3.] *Assesment for the Best Practicable Environmental Option for Managing Priority Hazardous Waste Streams for the Western Cape*, Departament of Environmental Affairs and Development Planing, 2006.
[4.] *BPEO – Decizion Makers Guide, Departament of the Environment*, Environment & Heritage Service, 2004.
[5.] *Best Practicable Environmental Option for Waste Managenment in Northern Ireland: Guidance Document*, Departament of the Environment, Environment & Heritage Service, 2005.
[6.] *Analiza Multi-Criterială, Manual*, Monica Roman, 2012.

Studiu privind regimul cuprului din eco-sistemele agricole îmbunătăţite cu nămolul menajer

Mujea G.*, Ionescu N.**, Diaconu M.*, Iordanescu A.*, Ionescu K.*, Ionescu S.G.***
*S.C. Apă Canal 2000 S.A. : apacanal2000@gmail.com
**Staţiunea de Cercetare-Dezvoltare Agricolă PITEŞTI : nicolae_ionescu@yahoo.com
***Universitatea de Ştiinte Aagricole şi Medicină Veterinară Bucureşti : sorin_ionescu636@yahoo.com

Abstract
Together with other chemical elements (macronutrients and micronutrients), copper (Cu) take active part in plant nutrition. The application of waste sludge increased Cu contents in both soil and plants. The study of heavy metal was done in terms of sludge doses increased from 0-50 $t.ha^{-1}$, with and without chemical fertilizers. For luvicsoil sensitive growth were observed with near- normal oscillations of the average concentrations of total Cu. Mobile forms of copper have seen significant growth, with indices of correlation between 0.709 for maize, the wheat (2) 0.619, 0.906 for soybean and 0.924 for wheat (4). However, copper ions (Cu^{2+}) were specifically absorbed by the crop: maize, winter wheat and soybeans. The correlations obtained between Cu concentrations in plants with sludge doses, showed increases in all cases: statistically ensured in flowering period (in leaves) and insignificant in maturity period (in grains), except wheat (2) with r = -0,507*.

Keywords
Autumn wheat, corn, processed sludge, soy

INTRODUCERE

Existenţa cuprului (Cu) în natură este strâns legată de conţinuturile solurilor evoluate pe materialul parental iniţial. Acumularea metalului greu Cu în orizontul arabil este favorizată atât de cultivarea plantelor, cât şi prin aportul de materie organică (MO) din diferite surse. Astfel, dacă litosfera conţine circa 100 $mg.kg^{-1}$ s.u. Cu, solurile conţin între 2 şi 100 mg Cu (Yara, 2008). La noi solurile conţin între 5 şi 20 mg Cu (Băjescu et Chiriac, 1984), sau chiar între 5 şi 30 mg Cu (Băjescu, 1971; Ceapoiu et al., 1984). Estimări recente arată conţinuturi în sol cuprinse între 1-37 mg Cu total şi 3-14 mg Cu mobil (Davidescu et Davidescu, 1981).

Cu toate acestea, nivelele la care se găseşte Cu în zona rădăcinilor plantelor, nu reprezintă cel mai important factor de absorbţie şi deci de utilizare a lui în procesele fiziologice normale (Stevenson et Ardakani, 1972). Cuprul se găseste în sol sub formă de ioni- Cu^{2+} (cele mai mari proporţii), cât şi ca săruri neutre insolubile, alte componente solubile în apă, dar şi ca minerale bogate în Cu (Bîlteanu, 1988). Ionii de Cu se află adsorbiţi pe mineralele argiloase, cât şi pintr-o formă legată de materia organică.

Absorbţia Cu^{2+} din eco-mediul solului are loc în funcţie de o serie de factori. Cei mai importanţi sunt: pH-ul, conţinutul în carbonul organic (CO) al solului, prezenţa altor ioni metalici în soluţia solului (SSol), umiditatea etc. Aciditatea solului influenţeaza pozitiv absorbţia Cu^{2+}, existând posibilitatea ca pe măsură ce valorile pH cresc, ionii de Cu să fie mai puţin activi.

Complexele Cu- materia organică- MO variază mult în stabilitate, dintr-o multitudine de cauze şi se explică prin existenţa diferitelor legături care imprimă natura schimburilor dintre mineralele sub formă de "cu schimb" existente în SSol (Guinn et Joham, 1962). Din această cauză Cu poate fi reţinut de un astfel de complex, alteori nu (Mortvert et al., 1972). În schimb, asocierea Cu- argilă are un anumit grad de hidroliză, astfel încât Cu^{2+} de pe argilă este mai uşor absorbit de către plante, prin perişorii activi (Chao et Harward, 1987).

În raport cu alti ioni metalici, Cu^{2+} micşorează accesibilitatea fierului (Fe) şi manganului (Mn), fiind inhibat la rândul său de către zinc (Zn) şi molibden (Mo). Cuprul este absorbit de către plante într-un mod activ, pentru o funcţionare normală a proceselor fiziologice din întregul parcurs al

vegetaţiei al acestora (Bowen, 1969; Haertl, 1963). Orice plantă care creşte normal conţine anumite concentraţii de Cu^{2+}. Controlul/ analiza Cu din plantele de cultură arată anumite stări, cuprinse ca limite, între deficienţă (carenţă) şi exces. Carenţa se manifestă la concentraţii de 3-4 mg Cu în frunze. Valorile normale pentru Cu se află sub 10 mg. Din acest punct de vedere, datele din literatură arată o relativă incertitudine.
Toxicitatea Cu are loc atunci când concentraţia din sol, cât şi cea din plante, depăşeşte anumite limite. O estimare a toxicităţii arată că peste 20 mg din frunzele plantelor, cuprul devine periculos, uneori toxic (Băjescu et Chiriac, 1984). Pe solurile acide, însă, toxicitatea Cu schimbabil are loc la peste 50 mg.
Concentraţii excesive de Cu se pot realiza şi prin aplicarea nămolului menajer rezultat de la epurarea apelor uzate orăşeneşti. Nămolul brut, obţinut prin procesare şi deshidratare poate fi folosit ca fertilizant organic (Mujea et al., 2010), numai dacă conţinutul de Cu nu depăşeste normele legale (Ord.344, 2004). Un astfel de nămol procesat s-a folosit în acest experiment, datorită conţinutului ridicat în macro- nutrienţi, foarte necesari pentru nutriţia plantelor, dar şi cu un nivel moderat şi nepericulos de cupru.

MATERIALUL ŞI METODA DE CERCETARE

Pe parcusul a 4 ani (între 2004 şi 2007), s-a derulat un experiment agricol complex, în cadrul acestuia s-au cultivat plante de câmp după structura: 1.- porumbul, 2.- grâul de toamnă, 3.- soia şi 4.- grâul de toamnă. În tehnologiile normale de cultivare, aceste plante s-au fertilizat cu diferite doze organo- minerale, pentru realizarea scopului propus. Astfel, s-au aplicat următoarele doze de nămol menajer procesat: 0 $t.ha^{-1}$, 5 $t.ha^{-1}$, 10 $t.ha^{-1}$, 25 $t.ha^{-1}$ şi 50 $t.ha^{-1}$. Îngrăşămintele chimice s-au diferenţiat pe trei nivele: nefertilizat, necesarul la ½ din normal, cât şi dozele complecte/ optime (1/1). Plantele au primit astfel $N_{50}P_{50}$/porumb, $N_{60}P_{40}$/grâu, $N_{30}P_{30}$/soia şi $N_{40}P_{40}$/grâu pentru dozele 1/2 şi $N_{120}P_{80}$/porumb, $N_{120}P_{80}$/grâu, $N_{60}P_{60}$/soia şi $N_{80}P_{80}$/grâu pentru cele 1/1. Dozele de nămol s-au aplicat în aceleaşi cantităţi în primii doi ani- la porumb şi la grâul din anul doi, urmând ca soia şi grâul din ultimul an (4), să beneficieze de efectul remanent ale acestora.

Variantele experimentale au avut suprafaţa de câte 100 m^2, în trei repetiţii. Analizele chimice s-au efectuat în conformitate cu ultimele norme şi metodologii europene: cuprul din frunze (Cu_{FR}), cuprul din boabe (Cu_B) şi cuprul din sol (Cu_{FT}), formele totale- conform SR ISO 11047-99, Cu formele mobile din sol (Cu_{FM})- conform SR ISO 14870-99. Probele de plantă s-au recoltat la înfloritul celor trei specii- pe frunze şi în faza finală la maturitate- pe boabe. Frunzele s-au recoltat astfel: din dreptul ştiuletelui de porumb la înflorit (apariţia paniculului), ultimele 3 frunze, inclusiv frunza standard la grâul înspicat şi înflorit (apariţia anterelor) şi din mijlocul tulpinii înflorite şi cu păstăi formate la bază, la soia. Probele de sol s-au recoltat cu sonda agrochimică din orizontul arabil- 0-20 cm, în perioada dintre înflorit şi maturitate. Datele obţinute s-au prelucrat statistic, după metaoda analizei varianţei (testul Anova), precum şi cu ajutorul corelaţiilor şi al regresiilor (prin Programul Excel).

REZULTATE ŞI DISCUŢII

Conţinuturile de cupru (Cu) din eco-mediul de cultură (solul)

Determinările efectuate solului au demonstrat existenţa metalului greu Cu, atât prin formele totale, cât şi prin formele mobile. Cu total din sol s-a situat la valori considerate medii spre bune (tabel 1).

Astfel, în cei patru ani Cu_{FT} a oscilat între 14-15 $mg.kg^{-1}$ s.u., ca limite minime şi între 25-28 $mg.kg^{-1}$ s.u., ca valori maxime.

Tabel 1. Conţinuturile de Cu din sol ($mg.kg^{-1}$ s.u.), formele totale

Metalul greu	Porumb	Grâu(2)	Soia	Grâu(4)	Limita toxică
Cu, limite media	20 – 28 23	19 – 25 21	15 – 19 17	14 – 24 19	80 (100^{344})

100^{344}, după Ordinul 344/2004

Datorită efectului pozitiv al nămolului menajer introdus în sol, cuprul mobil a cunoscut evoluţii pozitive foarte importante (figura 1). În funcţie de dozele folosite, Cu_{FM} a evoluat de la 5-6 $mg.kg^{-1}$ s.u. la 7 $mg.kg^{-1}$ s.u. din dozele mari în cazul porumbului, între 3,5-4 $mg.kg^{-1}$ s.u. la grâul din anul doi, între 3,5-5 $mg.kg^{-1}$ s.u. la soia şi între 4-6 $mg.kg^{-1}$ la grâul din ultimul an.

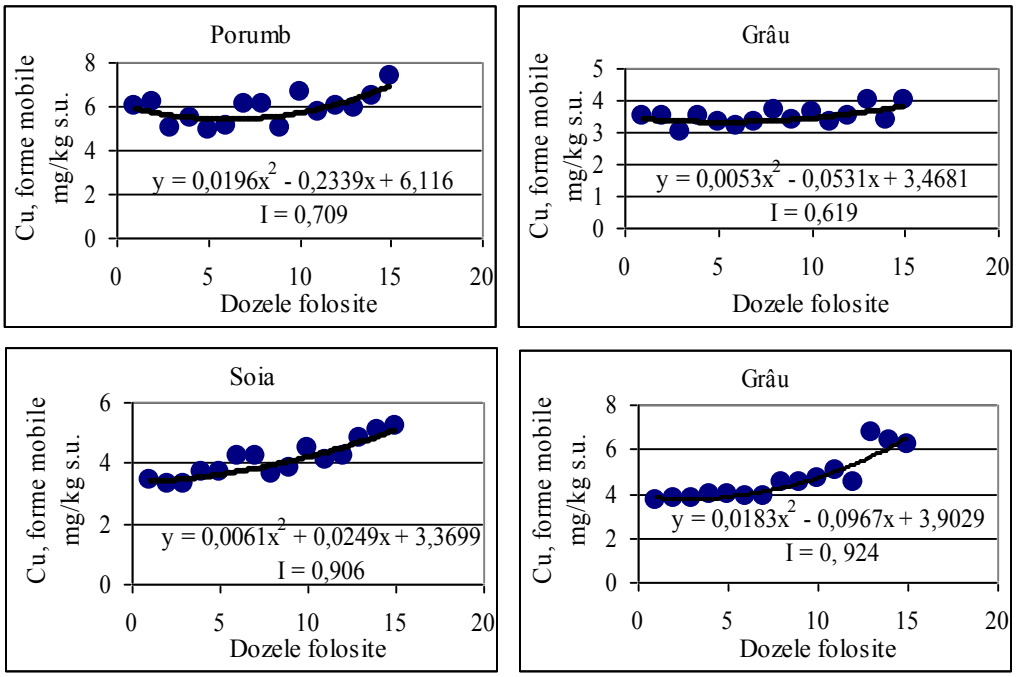


Fig. 1 Evoluţia concentraţiilor de Cu mobil (Cu_{FM}), în funcţie de dozele de nămol & îngrăşăminte chimice aplicate

Influenţa factorilor experimentali asupra conţinuturilor de cupru (Cu) din frunze şi boabe.

Date fiind condiţiile favorabile din eco- mediul de cultură, plantele de câmp au absorbit şi translocat Cu în organele vegetative. Cu este considerat pentru plante un micro- nutrient indispensabil. O concentraţie medie din plante s-ar situa în general între 5 şi 20 mg (Băjescu et Chiriac, 1984). Între 4 şi 5 mg Cu din frunze, se consideră o zonă periculoasă, cu care începe carenţa de Cu. Având în vedere limitele dintre dificienţă şi exces la acest metal greu, analizele de plantă au scos în evidenţa concentraţii moderate de Cu. Corelaţiile obţinute între dozele folosite şi concentratiile de Cu din cele trei plante, arată creşteri foarte importante, atât din punct de atât al vegetaţiei, precum şi cu asigurare statistică semnificativă, din punct de vedere statistic (figura 2).

În faza de înflorit plantele cercetate au conţinut cuprul în concentraţii diferite. În frunzele porumbului Cu a fost cuprins între 2 şi 3,5 mg.kg^{-1} s.u.- în dozele cele mai mari: 50 t.ha^{-1} nămol şi $N_{120}P_{80}$. Creşterea este foarte semnificativă (r = 0.980***). În frunzele grâului din anul doi Cu a oscilat în jurul a 6 mg.kg^{-1} s.u., nesemnificativ. Soia a conţinut Cu în frunze între 8 şi 10 mg.kg^{-1} s.u. (cu un coeficient de corelaţie foarte bun, r = 0,817***). Grâul din ultimul an a conţinut în frunze la înflorit între 5,5-8,0 mg.kg^{-1} s.u. (cu r = 0,420).

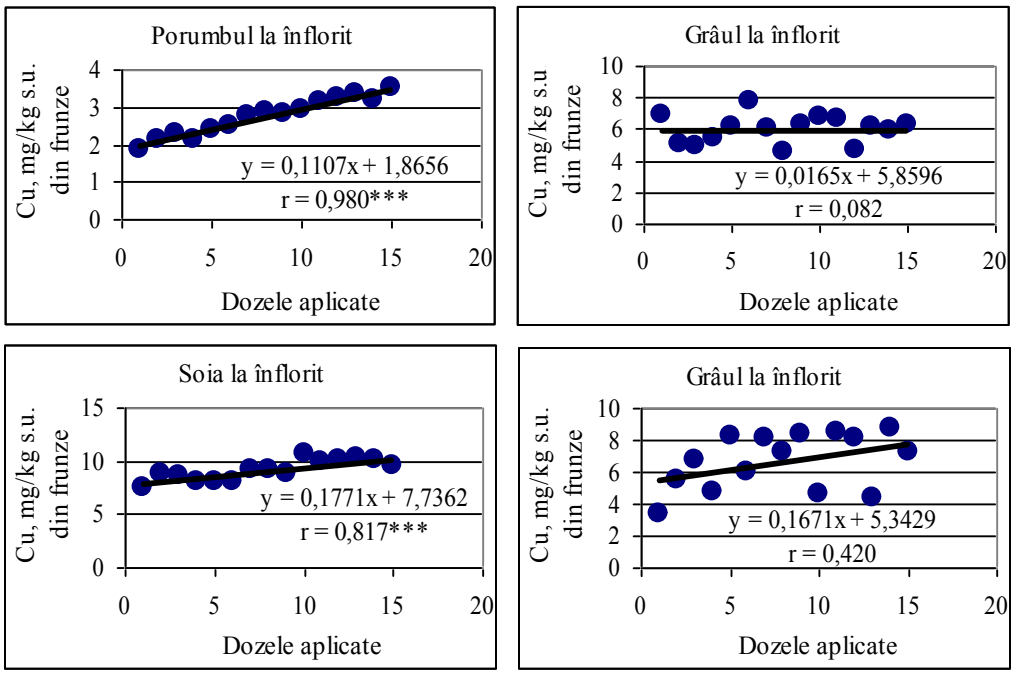


Fig. 2 Evoluţia concentraţiilor de Cu (Cu_{FR}) din frunzele plantelor, la înflorit

Toate aceste concentraţii demonstrează că plantele la înflorit au absorbit diferit cuprul (ca specie), iar pe măsura asigurării de fertilizanţi complecşi de acest tip în doze tot mai mari, a avut loc şi creşterea concentraţiilor de Cu şi-anume în aceeaşi măsură. Analizele chimice au demonstrat că cele trei plante au folosit cuprul pe întregul parcurs al perioadei de vegetaţie, după care l-au depozitat în boabe, ca produşi finali.

În faza finală- cea de maturitate, s-a constatat că plantele au depozitat Cu în boabe. Reprezentând un element de constituire a plantelor, Cu a fost iniţial absorbit, translocat prin xylem şi floem, a contribuit la o cât mai bună funcţionare enzimatică, în sinteza clorofilei şi fructificare, după care s-a depozitat în boabe. Are loc astfel un fenomen de export al Cu din eco-mediul de cultură, în boabe. Modul cum a avut loc această depozitare, arată din nou diferenţierea în funcţie de planta de cultură (figura 3).

Concentraţiile de Cu din boabe s-au încadrat specific între: 2-1,5 mg.kg^{-1} s.u. la porumb, 6-7 mg.kg^{-1} s.u. la grâu (anul doi), 17-15 mg.kg^{-1} s.u. la soia şi 5-3,7 mg.kg^{-1} s.u. la grâul din ultimul an. Aceste valori demonstrează cantităţile de Cu care au fost exportate odată cu boabele recoltate. Pe de altă parte, se constată că nămolul menajer a contribuit la scăderea concentratiilor de Cu din boabele formate, însă într-o măsură ceva mai temperată, în comparaţie cu cele din frunzele din perioada înfloritului. Excepţie face doar soia, la care boabele au conţinut în continuare mai mult Cu.

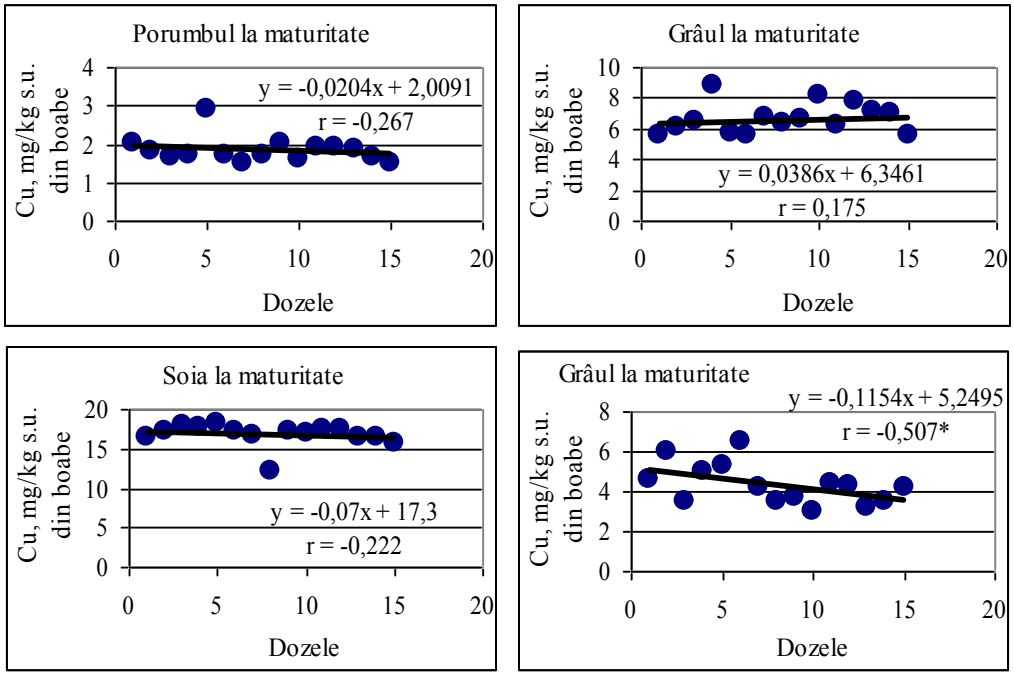


Fig. 3 Evoluţia concentraţiilor de Cu din boabele (Cu_B) plantelor, în faza de maturitate

CONCLUZII

Nămolul menajer a intervenit în regimul cuprului (Cu) din eco-mediul agricol. În funcţie de dozele aplicate, cu şi fără îngrăşăminte chimice, conţinuturile de Cu au cunoscut creşteri şi-anume: moderate la formele totale (Cu_{FT}) şi semnificative la formele mobile (Cu_{FM}). Faţă de limita normală cuprinsă între 3-14 $mg.kg^{-1}$ s.u. Cu_{FM}, în experiment s-au obţinut valori între 3,5-7,7 $mg.kg^{-1}$ s.u. Cu_{FM}.

Având la dispoziţie concentraţii bune de Cu_{FM}, plantele au absorbit ionii de Cu^{2+} în cantităţi specifice. Dozele de nămol menajer au favorizat absorbţia într-o relaţie directă şi crescătoare cu acestea. Astfel, în faza de înflorit, frunzele plantelor conţineau în medie între: 2,0-3,5 $mg.kg^{-1}$ s.u. Cu_{FR} la porumb, între 5,9-6,1 $mg.kg^{-1}$ s.u. Cu_{FR} la grâu, 7,8-10,2 $mg.kg^{-1}$ s.u. Cu_{FR} la soia şi între 5,7-8,4 $mg.kg^{-1}$ s.u. Cu_{FR} la grâul din ultimul an de cultură.

Cuprul s-a dovedit a fi un micronutrient ($MICRO_n$) indispensabil vieţii plantelor. Acesta este absorbit relativ uşor (pătrunde în mod activ în plante) din solul bogat în Cu_{FM}, este translocat în întreaga plantă şi folosit în multitudinea de procese biochimice specifice. După ce îşi îndeplineşte funcţiile fiziologice specifice, Cu a fost depozitat în boabe, ca produşi finali ai creşterii şi dezvoltării plantelor. Conţinuturile boabelor în Cu_B a fost specific celor trei plante şi desigur la alte nivele faţă de înflorit. Astfel, Cu_B a oscilat între: 2,0-1,5 $mg.kg^{-1}$ s.u. în boabele de porumb, 6,2-7,0 $mg.kg^{-1}$ s.u. în boabele de grâu, 17-16 $mg.kg^{-1}$ s.u. în boabele de soia şi 5,0-3,6 $mg.kg^{-1}$ s.u. în boabele grâului din ultimul an. Aceste cantităţi reprezintă exportul Cu din solul fertilizat cu nămolul menajer.

Necesarul plantelor în ionii de Cu îmbracă aspecte de specificitate, în strânsă relaţie, atât cu factorii de mediu, dar şi în funcţie de sursele de hrană asigurate. Nămolul menajer asigură cantităţi nepericuloase de Cu, având prin gradul său de mineralizare calitatea de nou îngrăşământ organic.

BIBLIOGRAFIA

1. Băjescu I., 1971 Repartiţia microelementelor B, Mn, Co, Cu, Zn în unele soluri din România. Teză de Doctorat, Universitatea Bucureşti.

2. Băjescu I., Chiriac A., 1984. Distribuţia microelementelor în solurile din România. Implicaţii în agricultură. Editura Ceres, Bucureşti, pp. 62-99.

3. Bîlteanu Gh., 1988. Mică enciclopedie agricolă. Editura Ştiinţifică şi Enciclopedică, Bucureşti, pp. 363-364.

4. Bowen J.E., 1969. Absorbtion of copper, zinc and manganese by sugar cane tissue. Plant Physiology, **44**: pp. 255-261.

5. Ceapoiu N., Bîlteanu Gh., Hera Cr., Săulescu N.N., Negulescu Floare, Bărbulescu Al., 1984. Grâul. Editura Academiei, Bucureşti, pp. 383-384.

6. Chao T.T. & Harward M.E.,1987. Nature of acid soil clays and relationships to ion activities and ion ratios in equilibrium solutions. Soil Science, **34**.

7. Davidescu D., Davidescu V., 1981. Agrochimia modernă. Editura Academiei, Bucuresti, pp. 305-306.

8. Guinn G. & Joham H.E., 1962. Effect of two chelating agents on absorption and translocation of Fe, Cu, Mn and Zn by the cotton plant. Soil Science, **94**, pp. 220-229.

9. Haertl E.J., 1963. Chelation in nutrition, metal chelates in plant nutrition. Journal of Agromony and Food Chemistry, **11**, pp. 108-113.

10. Mortvedt J.J., Giordano P.M. & Lindsay W.L., 1972. Micronutrients in Agriculture. Editure Madison, Wisconsin, SSSA, SUA.

11. Mujea, G., Diaconu, M., Ionescu, N., Iordănescu, A., Ionescu, K., 2010. The sewage sludge influence upon copper content in the luvosoil-plants eco-system, Scientific papers, Series A, UASVM Bucharest, **53**, pp. 134- 140.

12. Stevenson F.J., Ardakani M.S., 1972. Organic matter reactions involving micronutrients in soils. Micronutrients in agriculture, SSSA- Soil Science Society of America, pp. 79-91.

13. xxx Ordinul nr. 344/708, 2004. Normele tehnice privind protecţia mediului, în special a solurilor când se utilizează nămoluri de epurare în agricultură. Monitorul Oficial, nr. 959.

14. xxx Yara International ASA, 2008. Technical Elements, Oslo- Norge.

Solutions for treatment and disposal of sludge from wastewater treatment plants

Stoicescu A.*
*PhD Student, University POLITEHNICA of Bucharest, 313 Splaiul Independentei Street, 060042 Bucharest

Abstract
In the past years, sludge from municipal waste water treatment plants became an issue in many international conferences, which reflects an awareness of the fact that the sludge produced is on an upward growing curve, while the quality requirements are more stringent, yet economic pressures require cheap solutions. This paper aims to present trends and technologies in the processing, recovery and disposal of sludge produced in municipal wastewater treatment plants. Sludge is produced in different technical, social and economic contexts, requiring in each case a holistic approach in order to weigh the benefits, impacts and costs (direct and indirect) of possible solutions for the disposal/recovery and in order to establish effective control and management regimes. In terms of physical, sludges from wastewater treatment are considered complex heterogeneous,colloidal systems containing colloidal particles, dispersed particles, aggregates, suspended material etc. In terms of technology, sludge is considered as the final phase of water treatment, the metabolic activity embedded products, intermediate products and finished products of industrial activity. Sludge from wastewater treatment plants are considered by definition biodegradable municipal waste. The problem of sludge produced in wastewater treatment plants is only one facet of the general problem of management of biodegradable waste, for which the EU is gradually reducing storage regulations.

Keywords
Disposal, reliability, sludge, treatment.

The solids that result from wastewater treatment may contain concentrated levels of contaminants that were originally contained in the wastewater. A great deal of concern must be directed to the proper disposal of these solids to protect environmental considerations.
Failure to do this may result in a mere shifting of the original pollutants in the waste stream to the final disposal site where they may again become free to contaminate the environment.
A more reasonable approach to ultimate solids disposal is to view the sludge as a resource that can be recycled or reused.
All the sewage sludge produced at a treatment plant must be disposed of ultimately. Treatment processes such as have been described may reduce its volume or so change its character as to facilitate its disposal, but still leave a residue which in most cases must be removed from the plant site.
Like the liquid effluent from the treatment plant, there are two broad methods for the disposal of sludge -- (1) disposal in water, and (2) disposal on land. This applies regardless of whether or not the sludge is treated to facilitate or permit the selected method of disposal.

DISPOSAL IN WATER

This is an economical but not common method because it is contingent on the availability of bodies of water adequate to permit it. At some seacoast cities, sludge either raw or digested is pumped to barges and carried to sea to be dumped in deep water far enough off shore to provide huge dilution factors and prevent any ill effects along shore.
In the past few years there has been an increased problem of pollutional loads, well above safe standards, affecting the south-shore beaches on Long Island, facilitating the closing of the beaches to the public. Some of these pollutional loads have been attributed to sludge deposits coming to shore form off-shore sludge barging operations.

Where barged to sea, the value of some treatment such as thickening or digestion, depends on the relative cost of the treatment and savings in cost by barging smaller volumes, or the value of gas produced by digestion.

DISPOSAL ON LAND

Under land disposal the following methods may be included:

1. Burial
2. Fill
3. Application as fertilizer or soil conditioner

Burial

This method is used principally for raw sludge, where, unless covered by earth, serious odor nuisances are created. The sludge is run into trenches two to three feet wide and about two feet deep. The raw sludge in the trenches should be covered by at least 12 inches of earth. Where large areas of land are available, burial of raw sludge is probably the most economical method of sludge disposal as it eliminates the costs of all sludge treatment processes. It is, however, rarely used and even then as a temporary makeshift because of the land area required. The sludge in the trenches may remain moist and malodorous for years so that an area once used cannot be reused for the same purpose or for any other purpose for a long period of time.

Fill

Use of sludge for fill is confined almost entirely to digested sludge which can be exposed to the atmosphere without creating serious or widespread odor nuisances. The sludge should be well digested without any appreciable amount of raw or undigested mixed with it.

Either wet or partially dewatered sludge, such as obtained from drying beds or vacuum filters can be used to fill low areas. Where wet sludge is used the area becomes a sludge lagoon, which has been discussed. When used as a method of disposal, the lagoon area is used only until filled, and then abandoned. When used as a method of treatment, the sludge after some drying, is removed for final disposal and the lagoon reused. Lagoons used for disposal are usually fairly deep. Sludge is added in successive layers until the lagoon is completely filled. Final disposal of digested sludge by lagoons is economical as it eliminates all dewatering treatments.

It is applicable, however, only where low waste areas are available on the plant site or within reasonable piping distance. They are frequently used to supplement inadequate drying bed facilities.

Dewatered digested sludge from drying beds and vacuum filters can be disposed of by filling low areas at the plant site or hauled to similar areas elsewhere without creating nuisances.

The ash from incinerators is usually disposed of by using it for fill. Where fill area is available close to the incinerator, the ash can be made into a slurry with water when removed from the ash hopper and pumped to the point of disposal. If the fill area is remote, the ash should be sufficiently wet to suppress the dust and transported by truck or railroad cars to the point of disposal.

Soil Conditioning or Fertilizer

Sewage sludge contains many elements essential to plant life, such as nitrogen, phosphorous, potassium, and in addition, at least traces of minor nutrients which are considered more or less indispensable for plant growth, such as boron, calcium, copper, iron, magnesium, manganese, sulfur, and zinc. In fact, sometimes these trace elements are found in concentrations, perhaps from industrial wastes, which may be detrimental. The sludge humus, besides furnishing plant food, benefits the soil by increasing the water holding capacity and improving the tilth, thus making possible the working of heavy soils into satisfactory seed beds. It also reduces soil erosion.

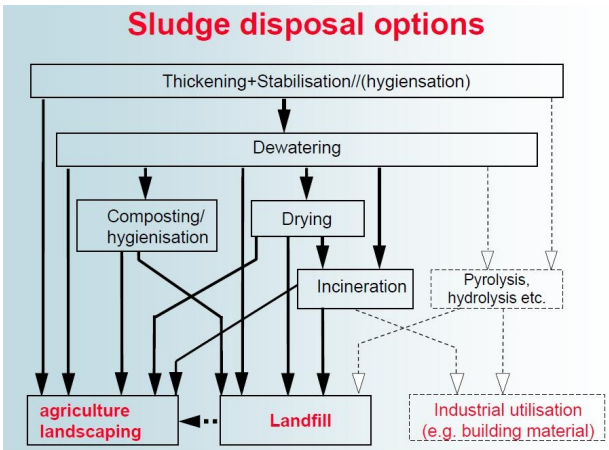
Composting

Composting can be defined as the aerobic thermophilic decomposition of organic wastes to a relatively stable humus. Decomposition results from the biological activity of microorganisms which exist in the waste. A good compost could contain up to 2 percent nitrogen, about 1 percent

phosphoric acid, and many trace elements. Its most valuable features, however, are not its nutrient content, but its moisture retaining and humus forming properties.
Many types of microorganisms are involved in converting the complex organic compounds such as carbohydrates and proteins into simpler materials, but the bacteria, actinomycetes, and fungi, predominate. These organisms function in a composting environment that is optimized by copying the natural decomposition process of nature where, with an adequate air supply, the organic solids are biochemically degraded to stable humus and minerals.
Compost is generally considered as a material to be used in conjunction with fertilizer, rather than as a replacement for fertilizer unless it is fortified with additional chemical nutrients.
The quantity and composition of sludge varies with the character of the sewage from which it is removed and depends upon the treatment process by which it is obtained.
The sludge obtained from plain sedimentation tanks is essentially the settleable solids in the raw sewage and is termed raw sludge. It has undergone practically no decomposition and is, therefore, highly unstable and putrescible. Such sludge is usually gray in color disagreeable in appearance, contains bits of garbage, fecal solids, sticks and other debris, and has a foul odor.
The sludge from the secondary settling tank following a trickling filter consists of partially decomposed organic matter. It is usually dark brown and flocculent, more homogeneous in appearance, and has less odor than raw sludge. The excess sludge withdrawn from the activated sludge process is also partially decomposed, is golden brown and flocculent, and has a rather distinct earthy odor. Both sludges, with further decomposition can become septic and cause offensive odors.
Sludge from the chemical precipitation process is usually darker in color. The odor may be objectionable, but not so bad as sludge from plain sedimentation. It will decompose or digest, but more slowly than sludges from other processes. The volume of sludge produced by this process is so great it is not practical to provide digestion facilities; therefore, other treatments are used in preparing it for disposal.
Sludge from digestion processes have a distinct, but unoffensive odor which varies depending on the source of the sludge.

Solids Concentration

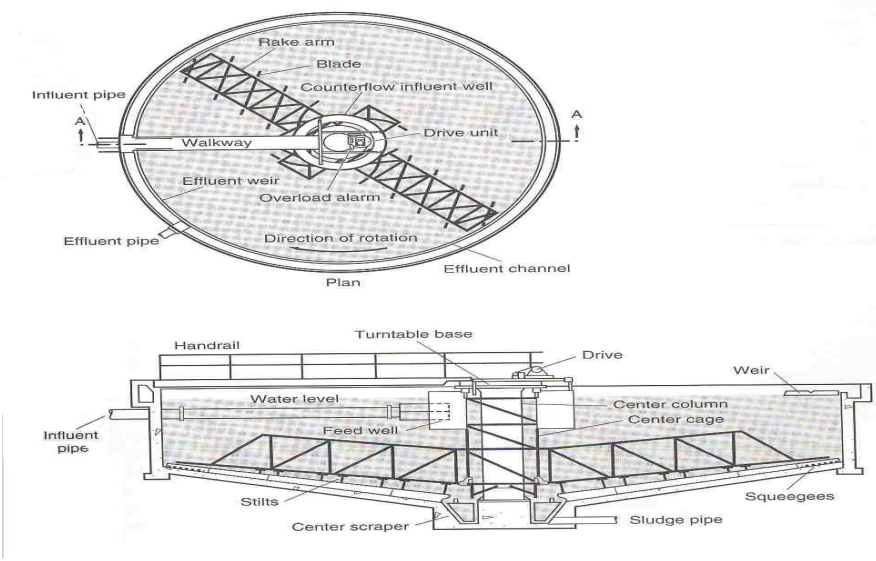
The proportion of solids and water in liquid sludge depends on the nature of the solids, its source, whether from primary or secondary settling tanks and the frequency of removal from these tanks. It may vary from one percent in a watery activated sludge to ten percent or more in a concentrated raw or a digested sludge. Concentration is important because the volume occupied is inversely proportional to the solids content.
It is generally desirable to handle the most concentrated sludge possible for the following reasons: To save storage space in a digester or to provide a longer digestion period for solids; to save pumping capacity; to reduce heat requirements in heated digesters because there is less water to be heated; and to reduce heat and power requirements for other types of sludge treatment.



Gravity Thickening

This process involves the concentration of thin sludges to more dense sludge in special circular tanks designed for this purpose. Its use is largely restricted to the watery excess sludge from the activated sludge process, and in large plants of this type where the sludge is sent direct to digesters instead of to the primary tanks. It may also be used to concentrate sludge to primary tanks or a mixture of primary and excess activated sludge prior to high rate digestion.

The thickening tank is equipped with slowly moving vertical paddles built like a picket fence. Sludge is usually pumped continuously from the settling tank to the thickener which has a low overflow rate so that the excess water overflows and the sludge solids concentrate in the bottom. A blanket of sludge is maintained by controlled removal which may be continuous at a low rate. A sludge with a solids content of ten percent or more can be produced by this method. This means that with an original sludge of two percent, about four-fifths of the water has been removed, and one of the objectives in sludge treatment has been attained.



Flotation Thickening

General -- Flotation thickening units are becoming increasingly popular at sewage treatment plants, especially for handling waste activated sludges. With activated sludge they have the advantage over gravity thickening tanks of offering higher solids concentrations and lower initial cost for the equipment.

Dissolved Air-Pressure Flotation

Theory: The objective of flotation-thickening is to attach a minute air bubble to suspended solids and cause the solids to separate from the water in an upward direction. This is due to the fact that the solid particles have a specific gravity lower than water when the bubble is attached.

Dissolved air flotation depends on the formation of small diameter bubbles resulting from air released from solution after being pressurized to 40 to 60 psi. Since the solubility of air increases with pressure, substantial quantities of air can be dissolved. In current flotation practice, two general approaches to pressurization are used: (1) air charging and pressurization of recycled clarified effluent or some other flow used for dilution, with subsequent addition to the feed sludge; and (2) air charging and pressurization of the combined dilution liquid and feed sludge.

Air in excess of the decreased solubility, resulting from the release of the pressurized flow into a chamber at near atmospheric pressures, comes out of of solution to form the minute air bubbles. Sludge solids are floated by the air bubbles that attach themselves to and are enmeshed in the floc

particles. The degree of adhesion depends on surface properties of the solids. When released into the separation area of the thickening tank, the buoyed solids rise under hindered conditions analogous to those in gravity settling and can be called hindered separation or flotation. The upward moving particles form a sludge blanket on the surface of the flotation thickener.
Parameters: The primary variables for flotation thickening are: (1) pressure, (2) recycle ratio, (3) feed solids concentration, (4) detention period, (5) air-to-solids ratio, (6) type and quality of sludge, (7) solids and hydraulic loading rates, and (8) use of chemical aids.
Similar to gravity sedimentation, the type and quality of sludge to be floated affects the unit performance. Flotation thickening is most applicable to activated sludges but higher float concentrations can be achieved by combining primary with activated sludge. Equal or greater concentrations may be achieved by combining sludges in gravity thickening units.

Centrifugation
Centrifugation has been demonstrated to be capable of thickening a variety of wastewater sludges. Centrifuges are a compact, simple, flexible, self-contained unit, and the capital cost is relatively low. They have the disadvantages of high maintenance and power costs and often a poor, solids-capture efficiency if chemicals are not used.

STABILIZATION

Aerobic Digestion

Aerobic digestion is an extension of the activated sludge aeration process whereby waste primary and secondary sludges are continually aerated for long periods of time. In aerobic digestion the microorganisms extend into the endogenous respiration phase, which is a phase where materials previously stored by the cell are oxidized, with a reduction in the biologically degradable organic matter. This organic matter, from the sludge cells is oxidized to carbon dioxide, water and ammonia. The ammonia is further converted to nitrates as the digestion process proceeds.

Eventually, the oxygen uptake rate levels off and the sludge matter is reduced to inorganic matter and relatively stable volatile solids.

The major advantage of aerobic digestion is that it produces a biologically stable end product suitable for subsequent treatment in a variety of processes. Volatile solids reductions similar to anaerobic digestion are possible.

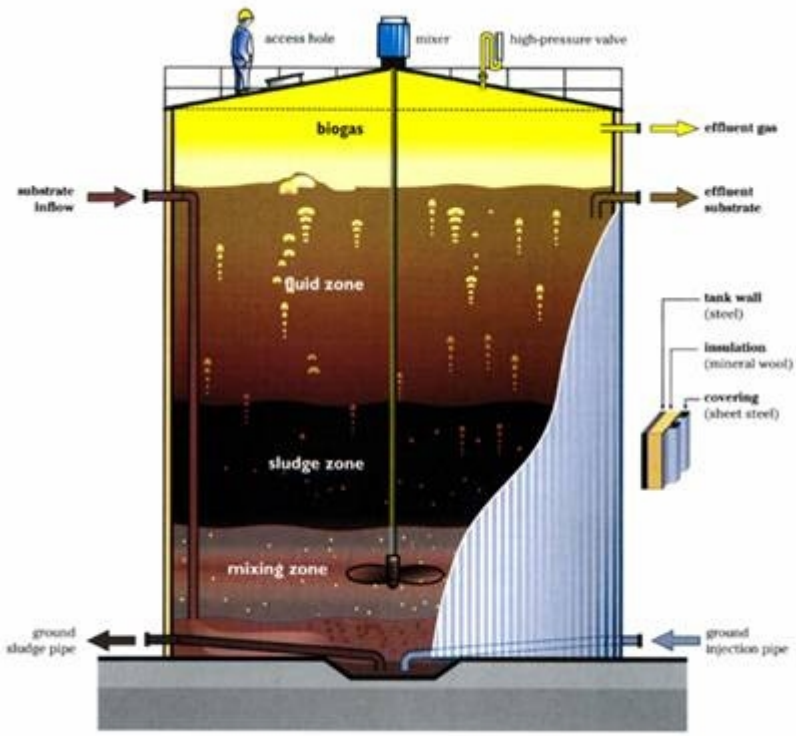
Parameters

Some parameters affecting the aerobic digestion process are: (1) rate of sludge oxidation, (2) sludge temperature, (3) system oxygen requirements, (4) sludge loading rate, (5) sludge age, and (6) sludge solids characteristics.

Design

Aerobic digestion has been applied mostly to various forms of activated sludge treatment, usually "total oxidation" or contact stabilization plants. However, aerobic digestion is suitable for many types of municipal and industrial wastewater sludges, including trickling filter humus as well as waste activated sludges. Any design for an aerobic digestion system should include: an estimate of the quantity of sludge to be produced, the oxygen requirements, the unit detention time, the efficiency desired, and the solids loading rate.

Some sludges do not dewater easily by vacuum filtration after being digested aerobically. Two other minor disadvantages are the lack of methane gas production and the variable solids reduction efficiency with varying temperature changes.



Anaerobic Digestion

The purpose of digestion is to attain both of the objectives of sludge treatment -- a reduction in volume and the decomposition of highly putrescible organic matter to relatively stable or inert organic and inorganic compounds. Additionally, anaerobic sludge digestion produces a valuable by-product in the form of methane gas.

General Description

Sludge digestion is carried out in the absence of free oxygen by anaerobic organisms. It is, therefore, anaerobic decomposition. The solid matter in raw sludge is about 70 percent organic and 30 percent inorganic or mineral. Much of the water in wastewater sludge is "bound" water which will not separate from the sludge solids. The facultative and anaerobic organisms break down the complex molecular structure of these solids setting free the "bound" water and obtaining oxygen and food for their growth.

Anaerobic digestion involves many complex biochemical reactions and is dependent on many interrelated physical and chemical factors. For purposes of simplification, the anaerobic degradation of domestic sludges occurs in two steps.

In the first step, acid forming bacteria attack the soluble or dissolved solids, such as the sugars. From these reactions organic acids, at times up to several thousand ppm, and gases, such as carbon dioxide and hydrogen sulfide are formed. This is known as the stage of acid fermentation and proceeds rapidly. It is followed by a period of acid digestion in which the organic acids and nitrogenous compounds are attacked and liquefied at a much slower rate.

In the second stage of digestion, known as the period of intensive digestion, stabilization and gasification, the more resistant nitrogenous materials, such as the proteins, amino-acids and others, are attacked. The pH value must be maintained from 6.8 to 7.4. Large volumes of gases with a 65 or higher percentage of methane are produced. Methane is an odorless, highly inflammable gas which can be used as a fuel. The organisms which convert organic acids to methane and carbon dioxide gases are called methane formers. The solids remaining are relatively stable or only slowly putrescible, can be disposed of without creating objectionable conditions and have value in agriculture.

The whole process of sludge digestion may be likened to a factory production line where one group of workers takes the raw material and conditions it for a second group with different "skills" who convert the material to the end products.

Thermal Stabilization

Thermal stabilization is a heat process by which the bound water (water associated with sludge) of the sludge solids is released by heating the sludge for short periods of time.

Exposing the sludge to heat and pressure coagulates the solids, breaks down the cell structure, and reduces the hydration and hydrophilic (water loving) nature of the solids. The liquid portion of the sludge can then be separated from the solid by decanting and pressing.

Chemical Stabilization

Chemical stabilization is a process whereby the sludge matrix is treated with chemicals in different ways to stabilize the sludge solids.

1. **Chlorine stabilization**: Stabilization by chlorine addition has been developed and is marketed under the registered trade name "Purifax". The chemical conditioning of sludge with chlorine varies greatly from the more traditional methods of biological digestion or heat conditioning. First, the reaction is almost instantaneous. Second, there is very little volatile solids reduction in the sludge. There is some breakdown of organic material and formation of carbon dioxide and nitrogen; however, most of the conditioning is by the substitution or addition of chlorine to the organic compound to form new compounds that are biologically inert.

2. **Lime stabilization**: The lime stabilization process can be used to treat raw primary, waste activated, septage and anaerobically digested sludges. The process involves mixing a large enough quantity of lime with the sludge to increase the pH of the mixture to 12 or more. This normally reduces bacterial hazards and odor to a negligible value, improves vacuum filter performance and provides satisfactory means of stabilizing the sludge prior to ultimate disposal.

CONCLUSION

Sludge contains toxic chemicals and other pollutants. The best solution to our sludge problem is reducing these contaminants at their source. By dramatically reducing the use and disposal of industrial and household toxic chemicals we can greatly cut the chemical levels in sludge. The long-term goal of eliminating the use and disposal of toxic chemicals should be achieved as soon as possible to protect our beautiful mother world.

ACKNOWLEDGEMENT

The work has been funded by the European Social Fund through Sectoral Operational Programme Human Resources Development 2007-2013 of the Romanian Ministry of Labour, Family and Social Protection through the Financial Agreement POSDRU/107/1.5/S/76909.

REFERENCES

1. Robescu D., Lanyi S., Robescu L.D., Constantinescu I. (2001) Wastewater Treatment - Technologies, Installations and equipment. Bucharest
2. De Cleverson Vitório Andreoli,Marcos Von Sperling,Fernando Fernandes (2007) - Sludge Treatment and Disposal
3. William Wesley Eckenfelder, John L. Musterman, Jack Musterman (1995) - Activated Sludge Treatment of Industrial Wastewater
4. International Solid Waste Association. Working Group on Sewage & Waterworks Sludge, European Environment Agency (1998) - Sludge treatment and disposal: management approaches and experiences
5. De Paola Foladori,Gianni Andreottola,Giuliano Ziglio (2010) - Sludge Reduction Technologies in Wastewater Treatment Plants

Wastewater sludge mixing

Manea E.*, Robescu D.**
* PhD student, Eng., Politehnica University of Bucharest, (E-mail: estreitferdt@yahoo.com)
** Prof., PhD, Eng., Politehnica University of Bucharest, (E-mail: dan.robescu@upb.ro)

Abstract
Effective anaerobic digestion is highly dependent upon efficient mixing. Basically, there are three types of mixing systems that include gas mixing, mechanical mixing, and pumped recirculation. The most efficient mixing device in terms of power consumed per mixed volume is the mechanical mixer. The fluid inside the anaerobic digester was considered to be sludge, with the solids concentration of 5%, as it is in the studied wastewater treatment plant. For this concentration was necessary to determine the values for density and dynamic viscosity. Simulations on mixing in anaerobic digesters were realized, considering the geometry of the existent anaerobic digester of a wastewater treatment plant. The velocity profiles resulted as expected. A four paddle stirrer was considered. The shaft speed was considered being between 100 rpm and 800 rpm. Modeling and simulation of sludge flow through the central draft tube of the mixer allows the optimization of the recirculation, in order to reduce the concentration and temperature gradients. Based on the results obtained through modeling and simulation will be able to match the capacity of central recirculation mixer to the necessities of the anaerobic fermentation process in order to increase the resulted gas flow - the main purpose of the anaerobic digester.

Keywords
Anaerobic digestion, mixing, sludge, wastewater.

INTRODUCTION

Anaerobic digestion is a method of processing agricultural, food and animal matter during which methane-producing bacteria break down organic waste. Anaerobic digestion tanks may be rectangular, cylindrical, or egg-shaped [Binxin Wu.2009].

Effective anaerobic digestion is highly dependent upon efficient mixing. Basically, there are three types of mixing systems that include gas mixing, mechanical mixing, and pumped recirculation. The most efficient mixing device in terms of power consumed per mixed volume is the mechanical mixer [Burke, 2001].

The theoretical investigations on multiphase fluid flow can be approached for specific cases. Numerical integration of motion equations is limited by solid tank walls. The evolution of computers and dedicated integration software addresses these problems by backing the development of the understanding of multi-phase mixtures flow. The results have a validity which is limited to specific cases studied by the authors.

Research on mechanical mixing can be made directly, experimentally, by constructing a geometric model similar to the real one or by using the principles of mathematical modeling and simulation. Due to the fact that the anaerobic digester is completely closed, it's very difficult to evaluate the intensity and type of movement induced by the impeller.

Computational fluid dynamics (CFD) can help in studying mixing through numerical simulation of fluid flow [Paul et al., 2004]. CFD can allow determining the flow characteristics of sludge with a much lower cost than experimentation. Its advantages are even greater in applications where it is difficult to experimentally detect the mixing parameters, as is in the case of wastewater treatment plant's anaerobic digester.

Nonetheless, the application of CFD in anaerobic digesters is still limited. Hoffmann et al. (2008) simulated mechanical mixing of low solids content sludge in a digester. The digester domain was reduced to one-third of the vessel volume and the fluid property was regarded as Newtonian.

In the case of a total solids content greater than 5% in sludge, many experiments have been performed to identify the rheological properties and behaviors in these media [Achkari-Begdouri

and Goodrich, 1992; Landry et al., 2004; Moeller and Torres, 1997].
Since flow field and power consumption are greatly affected by sludge's rheological properties and total solids, a wide range of flow regimes from turbulence to laminar flow should be studied to describe the mixing mechanism of the anaerobic digester.
The rheological properties of sludge that don't influence the impeller design and the flow in the central draft tube were usually neglected. This led to the appearance of sludge deposits in the lower area of the digester, deposits that were noticed during the inspection and repairs periods.
The purpose of this study is to determine the flow directions and to choose the optimal mixer shape and shaft speed for the known geometry of the anaerobic digester.

SIMULATION OF THE GENERATED MOTION IN THE ANAEROBIC DIGESTER
Simulations were realized for the sludge flow in the geometry shown in the figure below (Fig 1.). The purpose of these simulations was to observe the flow fields inside the anaerobic digester and to choose the optimal shaft speed in order to obtain the optimal recirculation ratio inside the anaerobic digester.

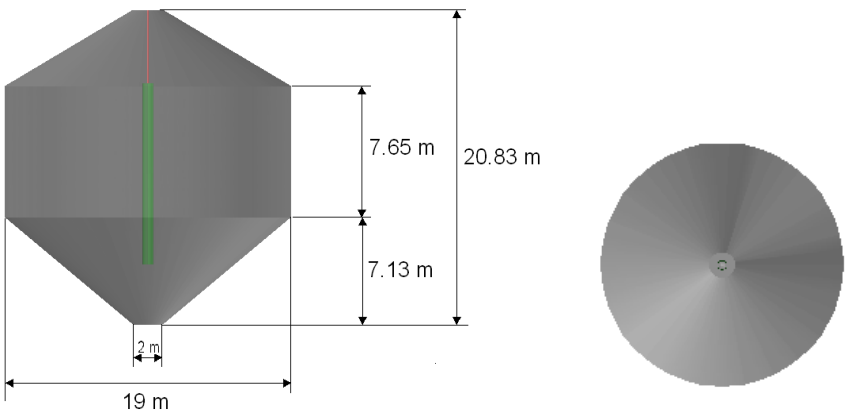


Fig. 1 The geometry of the anaerobic digesters - side view and respectively top view

A sludge height of 19 meters is considered inside the anaerobic digester, corresponding to the value of the wastewater treatment plant. The anaerobic digester's central tube inner diameter is 0.66 m. The outer diameter of the impeller used for mixing the sludge is 0.5 m. The impeller is located 13 m from the anaerobic digesters ground level. Simulations were realized for a four blade rotor with a tilt angle of 30^0 and shaft speeds between 100 and 800 rpm.
For the simulation Mixsim, a mixing-specific software suite, was used. MixSim provides tools that specifically address mixing and related flow phenomena. It is an automated tool for predicting the performance of the mixing system which utilizes the complete hydrodynamic simulation of stirred tanks in FLUENT.
The fluid flow inside the anaerobic digester is generated by the mixer's rotational movement. The velocity profiles for the 200 rpm shaft speed are displayed in the following figures.

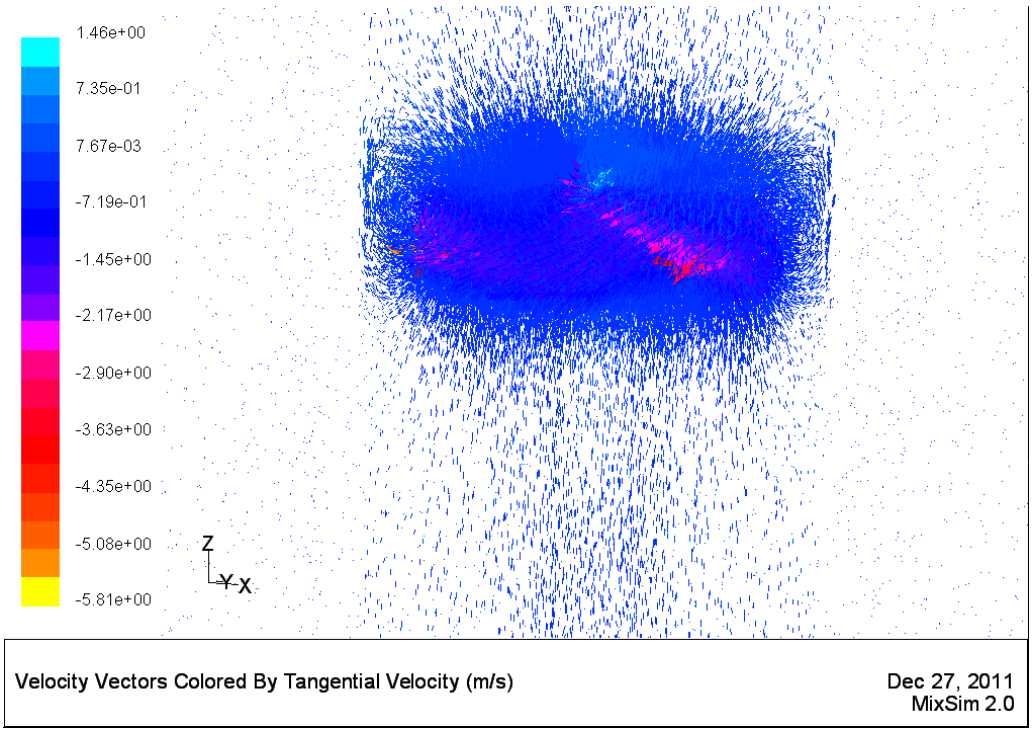


Fig. 2 Velocity vectors in the rotor area, colored by the tangential velocity value

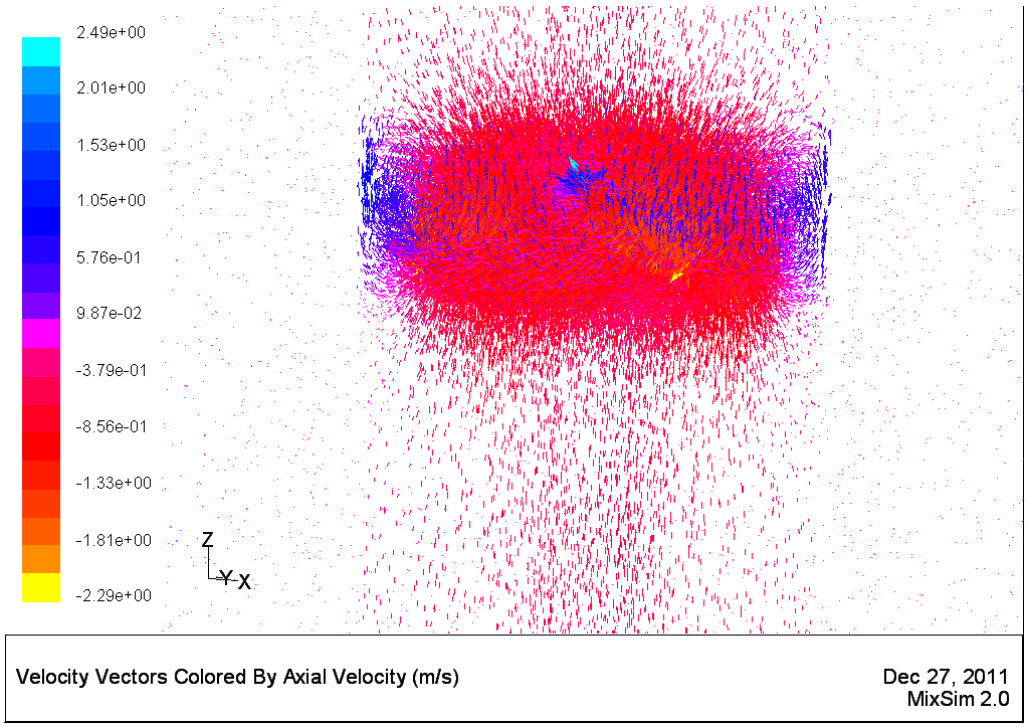


Fig. 3 Velocity vectors in the rotor area, colored by the axial velocity value

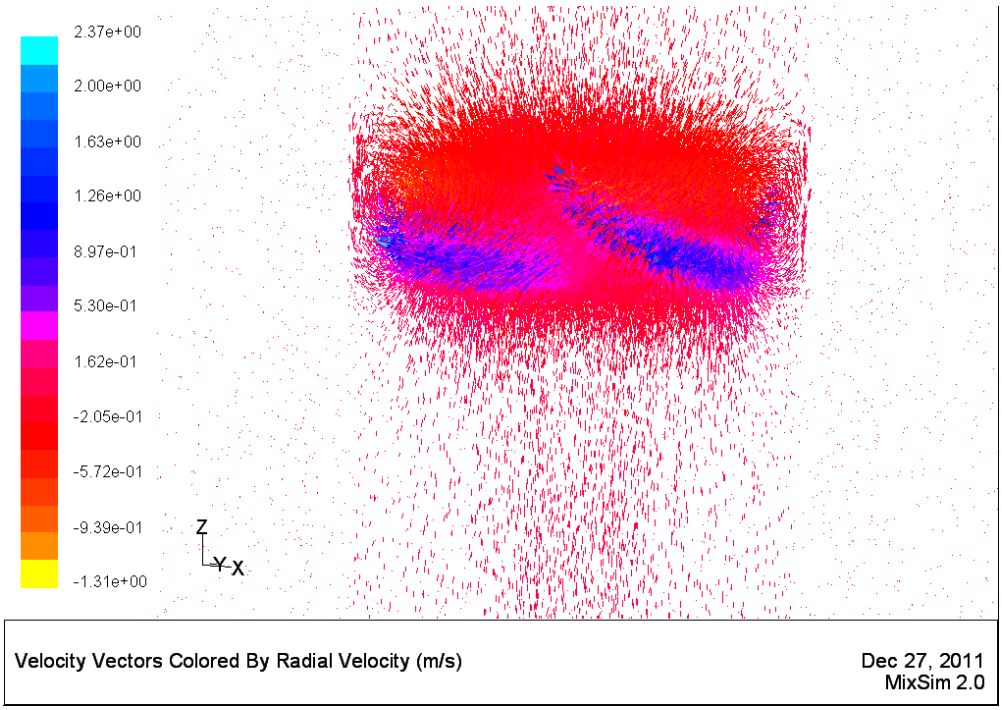


Fig. 4 Velocity vectors in the rotor area, colored by the radial velocity value

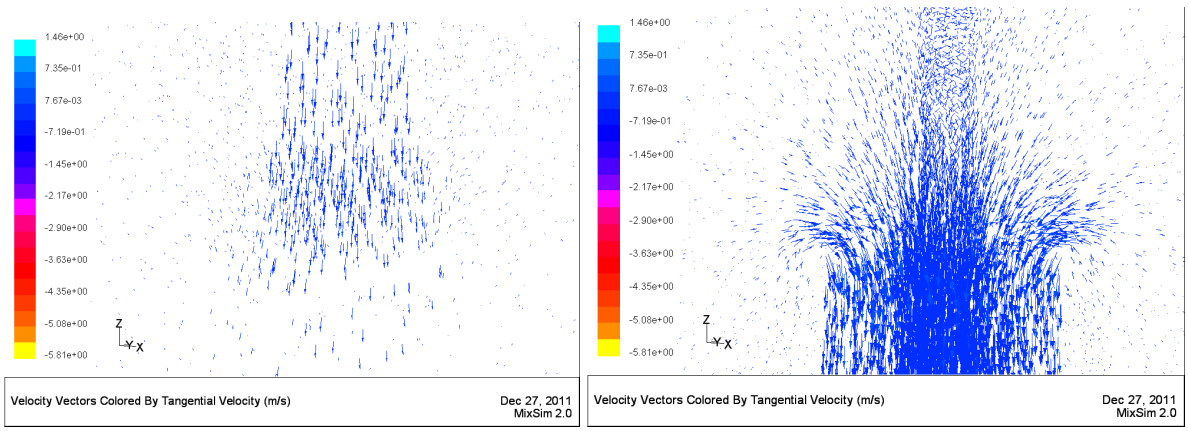


Fig. 5 Velocity vectors profile in the entry area and in the straight draft tube outlet area, colored by the values of tangential velocity

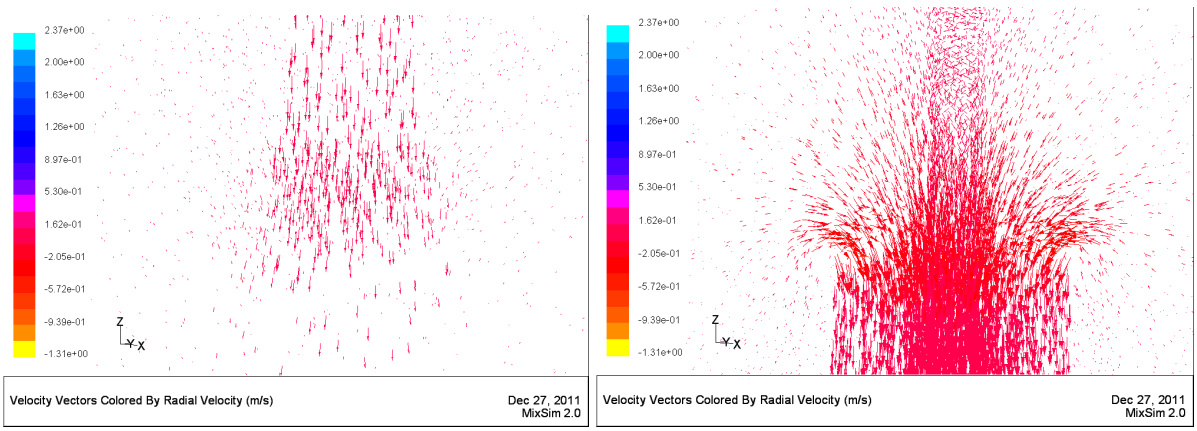


Fig. 6 Velocity vectors profile in the entry area and in the straight draft tube outlet area, colored by the values of radial velocity

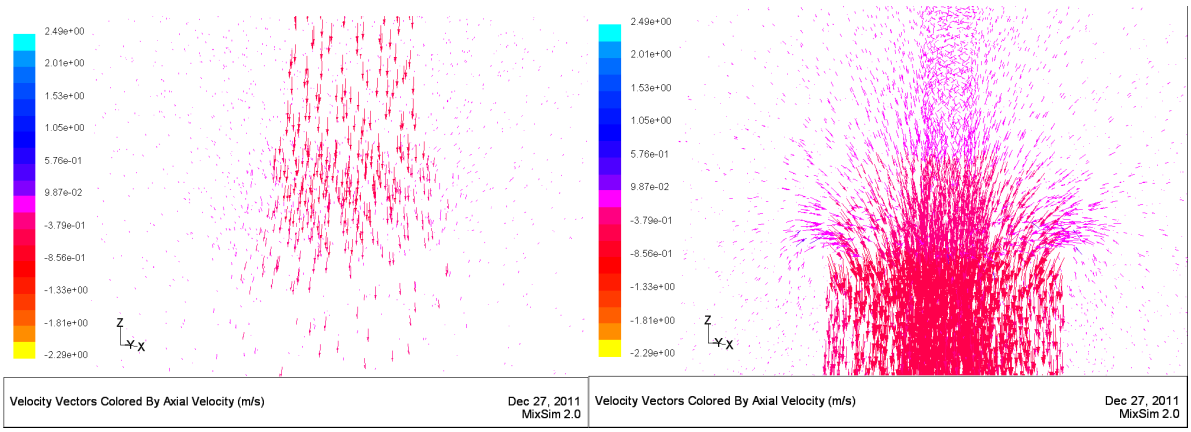


Fig. 7 Velocity vectors profile in the entry area and in the straight draft tube outlet area, colored by the values of axial velocity

The values for the flow through the draft tube are represented in the following figure.

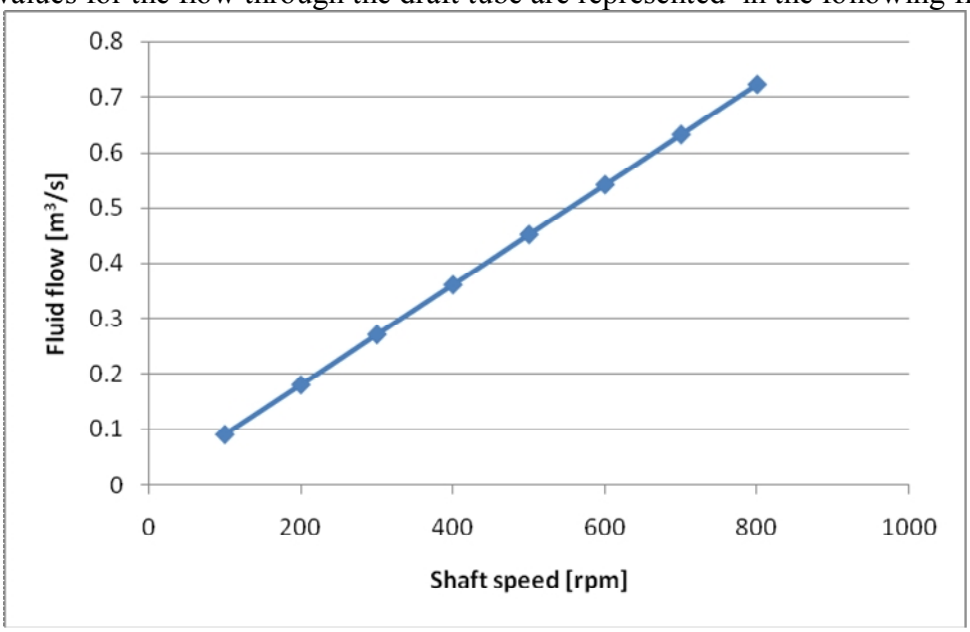


Fig. 8 Flow values through the central draft tube

Taking into consideration the fact that the sludge has to be circulated through the central draft tube 2-4 times a day, the optimal shaft speed for the studied anaerobic digester configuration is between 100 and 200 rpm.

CONCLUSIONS

Mixing is essential for an efficient anaerobic digestion. There have been frequent cases in which the mixer wasn't designed optimally for a tank geometry, fact that led to solid matter deposits on the anaerobic digesters foundation. Using simulation tools as Mixsim leads rapidly to conclusions on optimal mixer speed and shapes. For the studied geometry, the optimal shaft speed is between 100 and 200 rpm.

ACKNOWLEDGEMENT

The work has been funded by the Sectoral Operational Programme Human Resources Development 2007-2013 of the Romanian Ministry of Labour, Family and Social Protection through the Financial Agreement POSDRU/88/1.5/S/61178.

BIBLIOGRAPHY

[1] D Robescu, ş.a. Fluide polifazate (Poliphasic fluids), Editura tehnică, Buc. 2000.
[2] G. Ciobanu, Using the wastewater treatment sludge in agriculture, PhD Thesis, "Politehnica" University of Bucharest, 2010
[3] D. Robescu, S. Lanyi, Diana Robescu, I. Constantinescu, A. Verestoy - Wastewater treatment. Technologies, installations and equipment, Editura Tehnicã, Bucuresti, 2001, ISBN 973-31-2050-2.
[4] Diana Robescu ş.a. Modelarea şi simularea proceselor de epurare (Modeling and simulation of wastewater treatment processes) Editura Tehnică, Bucureşti, 2004.
[5] I.Metcalf, C. Eddy, Wastewater engineering. Treatment, disporsal and reuse. Mc.Graw Hill, 1991.
[6] M. Terashima, R. Goel , K. Komatsu , H. Yasui , H. Takahashi , Y.Y. Li , T. Noike - CFD simulation of mixing in anaerobic digesters – Elsevier Bioresource Technology 100 (2009) 2228–2233
[7] Binxin Wu, CFD simulation of mixing in egg-shaped anaerobic digesters, Elsevier Water Research 44 (2010) 1507 – 1519
[8] P. Kaparaju , I. Buendia, LEllegaard, I. Angelidakia Effects of mixing on methane production during thermophilic anaerobic digestion of manure: Lab-scale and pilot-scale studies, Elsevier Bioresource Technology 99 (2008) 4919–4928
[9] L. Yu, J. Ma, S. Chen Numerical simulation of mechanical mixing in high solid anaerobic digester, Elsevier Bioresource Technology 102 (2011) 1012–1018
[10] J. James, Applying rheological techniques to upgrade anaerobic digesters and handle high solids concentrations. 1Earth Tech, Inc., 21064 Bake Parkway, Suite 2005, Lake Forest, California, 92630
[11] S. G. Martinez, Alternating aerobic and anaerobic operation of an activated sludge plant. JWPCF, februarie, 1987.

Wastewater sludge heating

Manea D.[*], Robescu D.[**]
[*] *PhD student, Eng., Politehnica University of Bucharest, Splaiul Independentei nr. 313, sector 6, Bucharest (E-mail: manea_doru@yahoo.com)*
[*] *Prof., PhD, Eng., Politehnica University of Bucharest, Splaiul Independentei nr. 313, sector 6, Bucharest (E-mail: dan.robescu@upb.ro)*

Abstract
A heating system is an important feature of a modern anaerobic digester. Raising the temperature of the digesting sludge increases the metabolic rate of the anaerobic organisms and reduces digestion time. Maintenance of the temperature consistently within ±0,6°C of design temperatures improves process stability by preventing thermal shock. Heating equipment must be capable of delivering enough heat to raise the temperature of incoming sludge to operating levels and to offset losses of heat through the walls, floor, and cover of the digester. Methods used to transfer heat to sludge include: Heat exchanger coils placed inside the tank; Steam injection directly into the sludge. External heat exchanger through which sludge is circulated; Direct flame heating in which hot combustion gases are passed through the sludge. External heat exchangers are the most commonly used heating method. One type of external heat exchanger commonly used for sludge heating is the spiral. Internal heat exchanger coils were used in early digesters; however, they are difficult to inspect and clean. This is a serious disadvantage because the coils become encrusted, reducing the rate of heat transfer.

Keywords
Anaerobic digestion, heating, sludge, wastewater.

INTRODUCTION

An eficient heating system is an important feature of a modern anaerobic digestion system. Raising the temperature of the sludge increases the metabolic rate of the microorganisms and reduces the necessary time tinterval for the digestion system. Maintaining the temperature consistently within ± 0,6...1°C of design temperatures improves the process stability [1].

Heating equipment must be capable of delivering the necessary heat to enhance the temperature of incoming sludge to the operating conditions and to offset the heat losses through the walls, floor and digester cover. Methods of heating wastewater sludge include:

- Heat exchanger coils placed inside the tank
- Steam injection directly into the sludge
- External heat exchanger through which sludge is circulated
- Direct flame heating, in which hot combustion gases are passed through the sludge [2].

METHODS AND EQUIPMENT EVALUATION

The most commonly used heating method is by circulating the sludge through external heat exchangers.

Internal heat exchanger coils were used in early digesters but they had the great disadvantage of being difficult to inspect and clean. The coils can become encrusted, reducing the rate of heat transfer. To minimize sludge caking on the coils, water circulating through the coils is kept between the tipical values of 49 and 55°C [3].

Steam injection heating requires very little equipment but has the disadvantage of diluting the digesting sludge and that it requires 100 percent boiler makeup water. The cost of this water may be considerable, particularly if its hard water that needs treatment before addition to the boiler.

The external heat exchanger is the most common method of digester heating in use today. Raw sludge is sometimes pumped through these units before it enters the digester and in most cases sludge is circulated through them from the digester to maintain a digester temperature of 35^0C.
Three types of external heat exchangers are most commonly used for wastewater sludge heating: water bath, jacketed pipe and spiral heat exchanger.
In a jacketed pipe exchanger, hot water is pumped counter-current to the sludge flow, through a concentric pipe surrounding the sludge pipe. The spiral exchanger is also a counter-flow design; however, the sludge and water flow ways are cast in a spiral carcass. One side of the heat exchanger is liquid, providing ready access to the interior of the sludge passageway for cleaning and maintenance. To minimize clogging, sludge passageways in a heat exchanger should be as large as possible. The interior of these passageways should be easily accessible to allow the operator to quickly locate and clear a potential blockage. A piping arrangement used to control hot water supply to a heat exchanger (jacketed pipe or spiral) is shown on Figure 1.

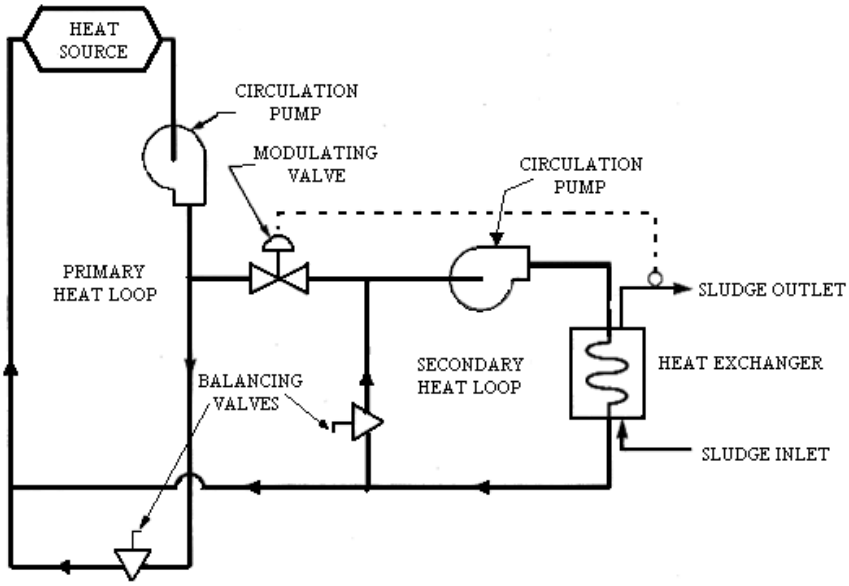


Fig. 1 Schematic of the heat reservoir system for a heat exchanger

Hot water is pumped through the heat exchanger and circulated through the secondary heat loop. When the temperature of the sludge leaving the heat exchanger is below the set point, hot water from the primary heat loop is introduced through the valve into the secondary heat loop, displacing an equal volume of cooler water back into the primary heat loop.
Balancing valves are required to assure that the secondary loop will not be bypassed altogether and to allow adjustment of the circulation pump capacity. Supply water temperature is usually kept below 68°C. Al though higher temperatures are able to increase the heat transfer rate, caking of sludge will occur when the flow of sludge is stopped. This system allows the heat source to be 'remote from the heat exchanger. This gives maximum safety and supports the recovery of waste heat.
In larger wastewater treatment plants each digester should have a separate heat exchanger and an addition of a single heat exchanger for pre-warming the raw sludge should be taken into consideration. Cold raw sludge should never be added directly to the digester because the thermal shock will be detrimental to the anaerobic bacteria activity and isolated zones of cold sludge may form. Raw sludge should be preheated or mixed with large quantities of warm sludge before being fed to the anaerobic digester.

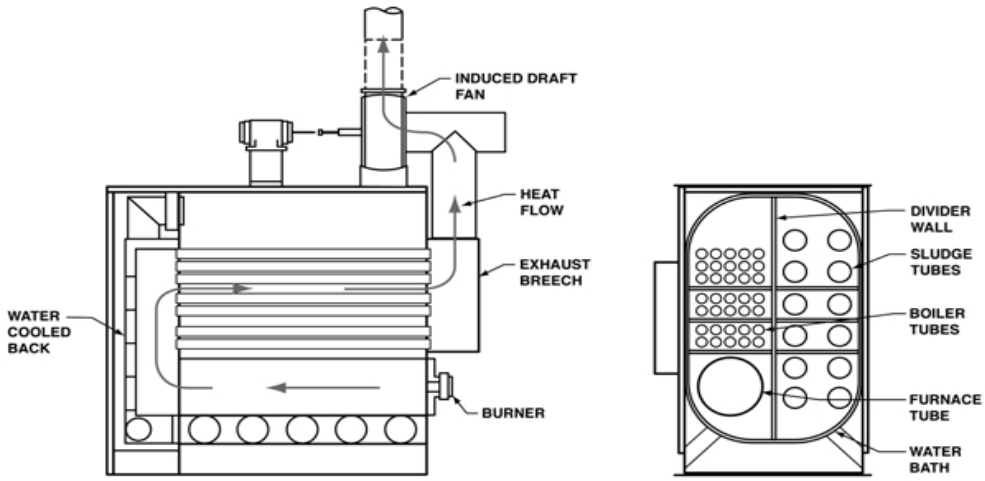


Fig. 2 Shell-And-Tube heat exchanger

WATER BATH
INDUCED DRAFT BURNER

The shell-and-tube process equipment type operates with a convection bath. In the water bath exchanger, boiler tubes and sludge piping are located in a common water-filled container. The gravitational water flow across the sludge pipes is enhanced with a pump, in order to increase heat transfer. The heat exchanger and boiler are combined in a single unit, a feature which can increase the explosion hazard in the anaerobic digester area.

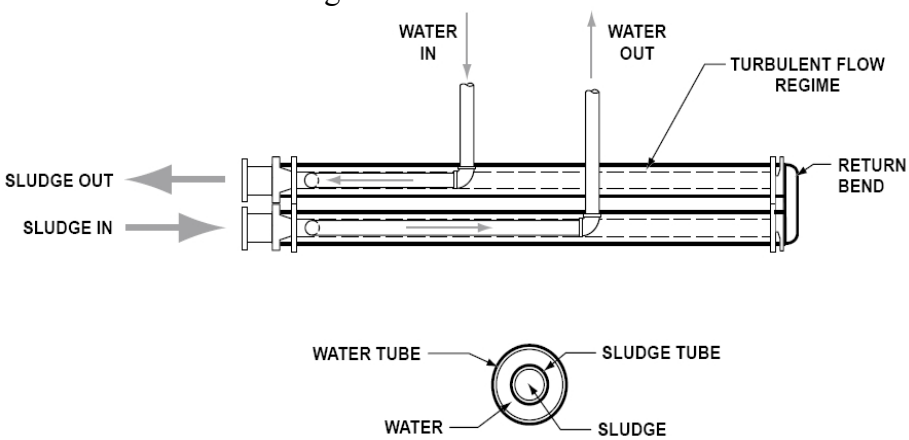


Fig. 3 Tube-In-Tube heat exchanger

The tube-in-tube process equipment operates by forced circulation. The exchanger unit consists of a bundle of sludge tubes that are concentric with and located inside of larger diameter water tubes. (The hot water tubes surround the sludge tubes).

Hot water at 65^0C is pumped from the top mounted boiler to the exchanger. A temperature differential of about 45 degrees between the sludge and water is common with a maximum hot water temperature of 65^0C maintained to avoid sludge baking on the tubes. The boiler temperature is maintained at 82 ^{0}C to provide sufficient heat and to prevent damaging corrosion that may result from condensation that occurs at lower boiler temperatures.

When heat transfer is desired, the exchanger water pump is energized to produce positive, counter flow circulation of the water to the sludge flow. Sludge flows through the smaller center tube, while water flows in the annular space formed by the outside of the smaller pipe and the inside of the larger pipe. With the counterflow piping arrangement, the mean temperature differential between the two fluids is maximized, which results in the most efficient transfer of heat from the water to the sludge. The high turbulence of the flow in a tube-in-tube exchanger further improves the transfer characteristics by reducing the film coefficients between the fluids and the exchanger tubes. Further

enhancement of heat transfer characteristics is obtained in the tube-in-tube by providing rifling in the sludge return bends. This rifling tends to "spin" the sludge as it travels within the exchanger, which promotes even heating due to the increased turbulence. Scaling or "sludge baking" is reduced by the scouring action of the flow.
In contrast, a shell and tube exchanger (water bath) is not as efficient as the tube-in-tube exchanger because the water bath surrounding the tubes does not provide counter-flow circulation to the sludge tubes. In some units, a booster pump is provided to circulate water from the boiler side to the exchanger side of the water bath, however, high turbulence and correspondingly lower transfer coefficients cannot be assured because of the large cross sectional area of the water bath in comparison to the small annular area in a tube-in-tube exchanger. As a result, more sludge tubes and hence more surface area is required to transfer the same amount of heat to the sludge.
In the shell and tube arrangement, only relatively thin sludge tubes separate the hot boiler water and the sludge. When the sludge is not being circulated it tends to heat up until it reaches the temperature of the hot water that may be as high as 82 ^{0}C, causing the sludge to "bake" on to the interior of the sludge tubes that contributes to loss of heat transfer efficiency and overheat any sludge in the tubes at the time.

Spiral heat exchangers
The spiral heat exchanger is intended to Sludge application / Water and is particularly suited to sludge processing operations such as:
• The heating of the sludge in digesters
• The phases of heating systems pasteurization
• Preheating of sludge for better dehydration
• The cooling of sludge and wastewater industrial
The spiral heat exchanger can be designed to meet most needs. For sludge or sludge-like applications the spiral heat exchanger may be constructed without spacer studs for the absolute minimum risk of plugging. The covers can be fitted with hook-bolts, hinges or davits, enabling fast access for cleaning that reduces downtime. There are three possible flow arrangements for maximizing condensing and evaporation performance: counter-current, co-current, cross-current and a combination of these. The configuration in countercurrent flow is used for liquid/liquid and vapor/liquid duty (see Figure 4).

Fig.4 Spiral heat exchanger

Advantages of the spiral heat exchanger:
• A single channel free-flowing and a high speed to a "self-cleaning effect" (Figure 5). The single-flow path eliminates bypassing and reduces fouling. Enhanced turbulence and shear due to the curved passages flush away deposits as they form.

• A flow rate against the current which allows heat transfer more effective and makes the system compact.
• A low profile design for reduced installation costs.
• The minimum maintenance costs thanks to the self-cleaning effect that extends the operating time.
• A unique cover which provides access to the channel flow of sludge and allows manual cleaning.
• Cleaning up against the current also reduces downtime for maintenance.
• Channels of obstruction allow a smooth flow in the unit at a constant speed.
• Low cost over the entire life due to low maintenance requirements. The spiral heat exchanger is extremely compact due to its wrapped cylindrical arrangement and requires minimum installation space and servicing area. The entire heat transfer surface is normally accessible for inspection or manual cleaning simply by removing the covers.
• High efficiency and small footprint.

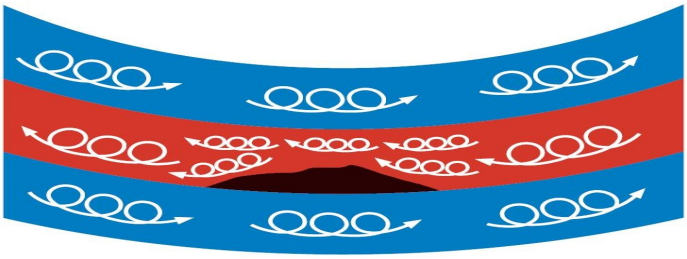


Fig. 5 Self-cleaning effect of a spiral heat exchanger

The spiral heat exchanger is composed of two metal plates wound so as to constitute a double spiral concentric circulation system. The hot and cold channels are in a completely counter-current configuration to maximize the amount of heat transferred. The flow goes from center to periphery and vice versa (Figure 6). The flow channel of the sludge is open on one side and closed on the other. The flow channel of the water is closed on each side. Each channel has a connection to the center, and a second one at the periphery. The spiral geometry and channel design will induce a 'self cleaning' effect should any deposits collect on the walls. There is an increase in velocity locally, which scrubs any deposits away. Design velocity is maintained throughout the unit, maximizing the heat exchanged at all points between the sludge and utility fluid.

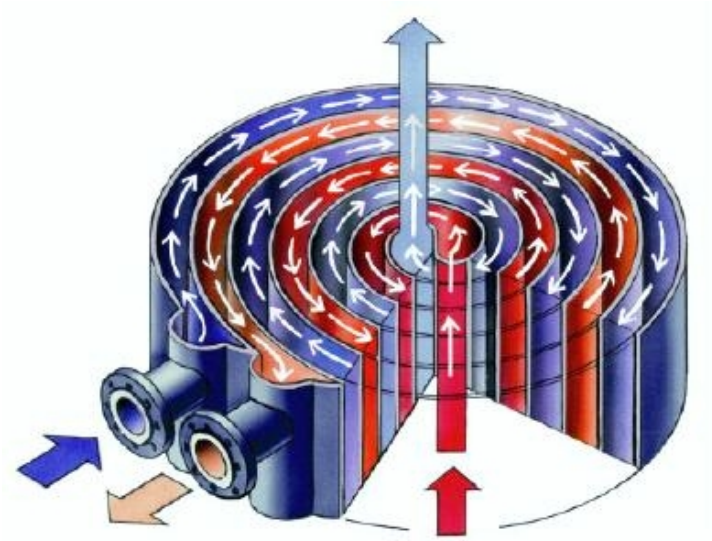


Fig. 6 Fluid flow inside a spiral heat exchanger

Boilers

Boilers can be provided separately or in combination with the exchanger making a space saving arrangement. The combination unit (Figure 7) is the most commonly used.

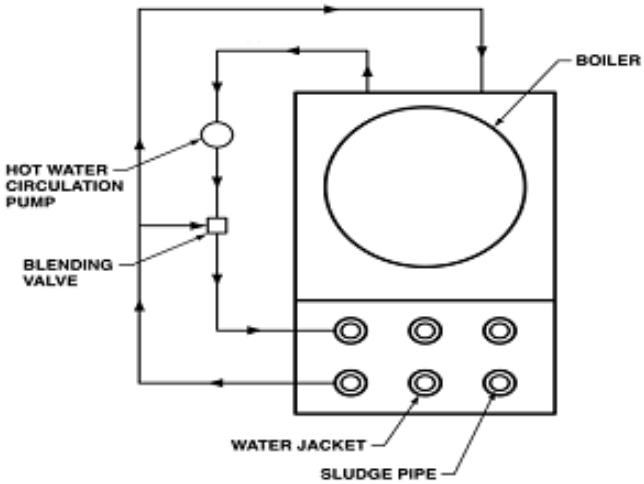


Fig. 7 Walker Process combination of boiler and heat exchanger

Walker Process [4] uses a double pass, dryback type boiler that heats water to approximately 83 degrees C within a compact vessel by burning either sludge gas or an auxiliary fuel (natural gas, LP gas or fuel oil). Typically, the other commonly seen unit is a wetback arrangement and will operate at lower boiler temperatures (about 71 degrees C), allowing condensation of the "dirty" digester gas components, which form highly corrosive acids and attack the boiler surfaces.

The dryback boiler uses a refractory lining to protect the boiler end plate where the heated gases turn back and enter the boiler tubes, while in the wetback boiler, the water protects the end plate from becoming too hot. A major advantage of dryback construction is that is allows for removal of the back plate without having to drain the water from the boiler. This feature permits routine inspection and cleaning of the boiler tubes to maintain peak boiler efficiency. Leakage problems and boiler corrosion, caused by more frequent changing of the boiler water, are avoided with the dryback design. It should be noted that dryback boilers, due to their design and reliability, are favored by the commercial boiler industry as well.

Boiler construction also directly affects the ratings that manufacturers apply to their units. Equipped with a forced draft burner, the Walker Process boiler uses a nominal rating guide of 31,4 input kW/m^2. Output heat is conservatively based on 80% efficiency. The conservative nature of these ratings is proven by both a long list of successful installations, as well as by verification tests.

Many manufacturers attempt to directly relate boiler surface area with heat output. Surface area, however, is just one of many variables that influence heat transfer characteristics. Of equal importance are the firing rate of the boiler, the temperature differential between the combustion products and the water, the velocity of the gases through the fire tubes, and the recirculation rate of the water.

CONCLUSIONS

Counter-Flow Tube-in-Tube type heat exchangers are the most efficient means of safely transferring heat to sludge without the risk of overheating and baking sludge to the inside of the tubes.

The tube-in-tube type and the shell-and-tube type heat exchangers are designed with end castings with sufficient pressure capacity for use with high-head applications such as in systems utilizing "Egg" anaerobic digesters.

The forced-draft type dry-back burner/boiler combination provides efficient means of combustion control that also provides the additional benefits of lower blower maintenance and less energy usage than induced draft type blowers.
The spiral heat exchanger allows heat transfer more effective and makes the system compact due to a flow rate against the current. Its low profile design for reduced installation costs and the maintenance costs are kept to a minimum thanks to the self-cleaning effect.
Cleaning up against the current reduces downtime for maintenance. Channels of obstruction allow a smooth flow in the unit at a constant speed, mentaining invariable conditions in the influent and circulated wastewater sludge.
The spiral heat exchanger has a high efficiency, a small footprint and low maintenance requirements due to its simplicity.

ACKNOWLEDGEMENT
The work has been funded by the Sectoral Operational Programme Human Resources Development 2007-2013 of the Romanian Ministry of Labour, Family and Social Protection through the Financial Agreements POSDRU/107/1.5/S/76909 and POSDRU/88/1.5/S/61178.

REFERENCES
[1] *D.Robescu, S.Lanyi, Diana Robescu, I.Constantinescu, A.Verestoy* – "Wastewater treatment. Technologies, installations and equipment", Editura Tehnicã, Bucuresti, 2001, ISBN 973-31-2050-2.
[2] *C.F.Guarino,*"Sludge Digestion Experiences in Philadelphia." Journal Water Pollution Control Federation. Vol. 35, 1963.
[3] *Water Pollution Control Federation*. Manual of Practice No. 8 Sewage Treatment Plant Design. Water Pollution Control Federation. 1959
[4] *Walker Process Equipment,* http://www.walker-process.com/
[5] *J.LD. Walker,* "Successful Anaerobic Digestion - A Review." Unpublished paper. Peabody-Wells Co. 1978.
[6] *C.S. Reece, R.E. Roper, C.P.L Grady.* "Aerobic Digestion of Waste Activated Sludge.", Journal Environmental Engineering Division - ASCE. Vol.105, (EE2), April 1979.
[7] *R.R. Kountz, C. Forney,* "Metabolic Energy Balances in a Total Oxidation Activated Sludge System." Sewage and Industrial Wastes. Vol. 31, p. 819. 1959.
[8] *R.E. McKinney* „Advances in Biological Waste Treatment" Pergamon Press, Oxford, England. 1963.
[9] *E. Hindin, G.H. Dunstan*. "Effect of Detention Time on Anaerobic Digestion." Journal Water Pollution Control Federation. Vol. 32, p. 930. 1960.
[10] *C.G. Goleuke*, "Temperature Effects on Anaerobic Digestion of Raw Sewage Sludge." Sewage and Industrial Wastes. Vol. 30, p. 1225. 1958.
[11] *E.J. Cleary*, "High and Low Temperature Digestion Experiments Consecutive Digestion." Sewage Works Journal. Vol. 7, p. 781. 1935.
[12] *L.E. Mueller, , E. Hindin, J.V. Lunsford, G.H. Dunstan*."Some Characteristics of Anaerobic Sludge Digestion, I. Effect of Loading." Sewage and Industrial Wastes.Vol. 31, p. 669. 1959.
[13] *C.V.Erickson*, "Treatment and Disposal of Digestion Tank Supernatant Liquor." Sewage Works Journal. Vol. 17, p. 889. 1945.
[14] *N.A. Mignone*, "Survey of Anaerobic Digestion Supernatant Treatment Alternatives." Water and Sewage Works. Jan. 1977.
[15] *R.R. Dague*, „Application of Digestion Theory to Digestion Control." Journal Water Pollution Control Federation. Vol. 40, 1968
[16] *Alfa Laval* http://www.alfalaval.com

Energia din apele uzate

Holba M. [1,2], Bartoník A._[1,3], Plotěný K[1], Horváth Z.[4]
1 - ASIO Ltd., Tuřanka 1, 627 00 Brno-Slatina, Republica Cehă, holba@asio.cz
2 - Institutul de Botanică, Departamentul de Algologie Experimentală şi Ecotoxicologie, Academia de Ştiinţe a Republicii Cehe, Lidická 25/27, 657 20 Brno, Republica Cehă.
3 - Institutul de Tehnologie Chimică, Catedra de Tehnologia Apei şi Ingineria Mediului, Technická 5, 166 28 Praha 6 - Dejvice, Republica Cehă.
4 - Asio Romania S.R.L., str. Năvodari, nr. 11, 400117 Cluj-Napoca, jud. Cluj, România, office@asio.ro

Abstract
Wastewaters contain organic materials, which are a potential source of reusable energy.
The energy can be recovered from influent, hydraulically and from biomass as green energy.
Another import aspects is the optimization and rationalization of the energy consumption needed to treat the wastewaters. All these energy sources, even the green energy obtained from the wastewater processes, can be combined with an external energy source, renewable (wind, solar ...) in order to achieve the 3 main objectives:

- Minimizing the energy need for the wastewater treatment processes;
- Significantly decrease the footprint on the environment resulting from the wastewater treatment processes;
- Wastewater treatment process in a self-sustainable way.

The energy sources can be divided in 4 categories:

- Energy from biomass (sludge fermentation, co-fermentation)
- Saved energy (optimizing the consumption of energy for pumping, aeration, etc, solutions that imply a low energy consumption)
- Recovered energy (heat pumps, heat exchangers, application of thermal, hydraulic, kinetic, micro-turbines, hydraulic turbines energy)
- Renewable energy (from external energy sources, wind or solar)

Keywords
Chemical energy, energy conservation, kinetic energy, process optimization, wastewater treatment

INTRODUCERE

În martie 2007, liderii UE au aprobat o abordare integrată a politicii referitoare la climă şi energie, care vizează combaterea schimbărilor climatice şi creşterea securităţii energetice a UE cât şi consolidarea competitivităţii sale. Ei au stabilit o serie de obiective climatice şi energetice care trebuiesc îndeplinite până în anul 2020, cunoscut sub denumirea de "obiectivele 20-20-20".

Acestea sunt:
- reducerea emisiilor de gaze cu efect de seră ale UE cu cel puţin 20% sub nivelul din 1990
- 20% din consumul de energie al UE să provină din resurse regenerabile
- reducerea cu 20% a consumului de energie primară în comparaţie cu nivelurile preconizate, prin îmbunătăţirea eficienţei energetice.

În cazul staţiilor de epurare a apelor uzate consumul de energie reprezintă un cost de exploatare semnificativ, 15 - 30% din cheltuielile de exploatare şi întreţinere în cazul unei staţii de epurare a apelor uzate (SEAU) de capacitate mare şi 30 la 40% în cazul SEAU de capacitate mică. Costurile energetice necesare pentru exploatarea acestor obiective continua să crească, din cauza tendinţei de creştere a costului combustibililor, a inflaţiei şi din cauza cerinţelor tot mai stricte legate de evacuare apelor uzate, care au ca rezultat aplicarea unui proces de epurare cu consum ridicat de energie [1]. Apele uzate conţin materie organică, care constituie o sursă de energie potenţial recuperabilă: recuperarea caloriilor din influent, a energiei hidraulice şi a energiei verzi din biomasă. Un alt aspect important constă în optimizarea şi raţionalizarea consumului de energie

necesară pentru procesul de epurare a apelor uzate. În final, toate aceste surse de energie sau chiar sursele de energie verde legate de epurarea apelor uzate pot fi combinate cu o sursă externă de energie regenerabilă (eoliană, solară ...) pentru a atinge aceste trei obiective principale:
- minimizarea necesarului de energia pentru procesul de epurare a apelor uzate,
- reducerea în mod semnificativ a amprentei asupra mediului ce rezultă în urma procesului de epurare a apelor uzate,
- realizarea procesului de epurare a apelor uzate într-un mod auto-sustenabil.

Prin urmare, potenţialul de îmbunătăţire energetic a epurării apelor uzate este de patru feluri [2]:
(1) ***Economii de energie****:* Soluţii care implică consum redus de energie, pompare, aerare - 20% (de economii potenţiale)
(2) ***Energii recuperate****:* Soluţii de recuperare a energiei; termice, hidraulice, cinetice, hidro-turbine, pompe de căldură - 10%
(3) ***Energie din biomasă****:* Soluţii de recuperare a energiei din nămol, ulei, deşeuri, gaze - > 60%
(4) ***Energie regenerabilă****:* Utilizarea de surse externe de energie din surse regenerabile: solară, eoliană – 10%

ECONOMISIREA DE ENERGIE

Consumul de energie electrică poate varia între 0.4 - 1.2 kWh/m^3 în funcţie de procesului de epurare aplicat şi gradul de epurare necesar, tendinţă generală este creşterea unităţii de putere pe măsură ce exigenţele legate de efluent devin mult mai stricte. Consumul de energie în mod general poate varia între 2.0 - 2.5 kWh / kg CBO_5 eliminat. Este necesară realizarea unui Audit Energetic a staţiei de epurare a apelor uzate, care este prezentată în Fig.1.

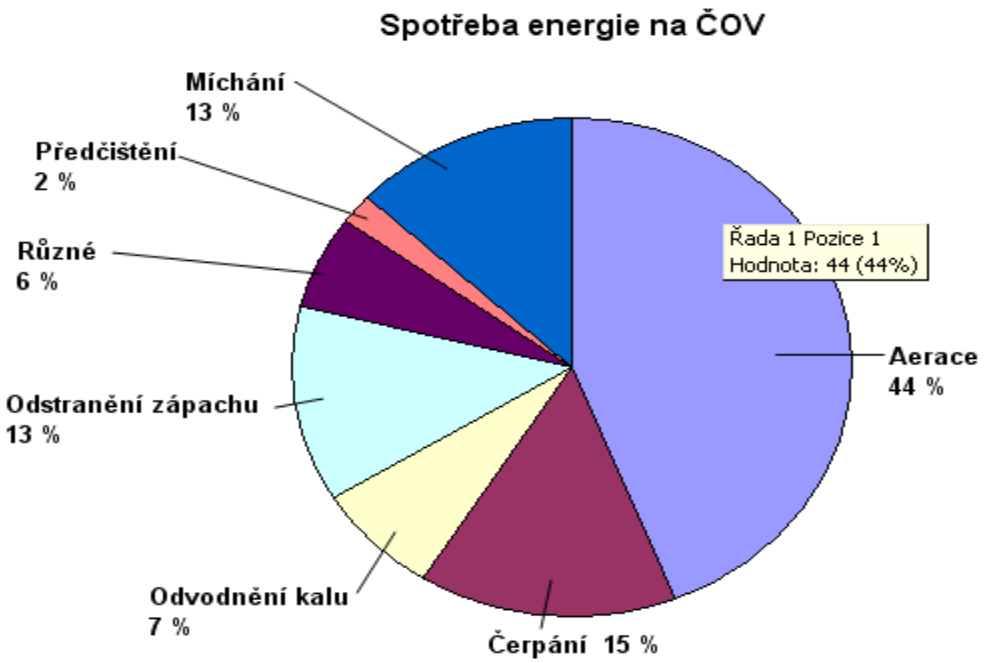


Fig. 1: Rezultatele auditului energetic a SEAU cu o capacitate de 100 000 LE [2] (spotřeba energie na ČOV - consumul de energie a SEAU; míchání - amestecare; předčištění - preepurare; různé -

diverse; odstranění zápachu - eliminarea mirosurilor; odvodnění kalu - deshidratarea nămolului, čerpání - pompare; aerare - aerare)
După cum se poate observa în Fig. 1 cele mai mari economii se pot realiza prin optimizarea aerării şi/sau pompării şi/sau amestecării.

a) Optimizarea pompării

În funcţie de modul de funcţionare a pompei, funcţionare în regim continuu sau intermitent, se obţin distribuţii diferite a segmentelor de costuri, atunci când calculăm costurile ciclului de viaţă a acestora. Costurile de investiţie ale unei pompe de ape uzate (14kW, DN 150) reprezintă 40%, după 5 ani şi 1000 de ore de funcţionare pe an şi după 10 ani costurile de investiţie sunt reduse la 25%. Cea mai mare parte este reprezentată de costurile pentru energia electrică, 50% dupa 5 ani şi 63% după 10 ani de funcţionare. În cazul pompelor care funcţionează în regim continuu diferenţa este chiar mai mare.

b) Optimizarea aerării

Deoarece în etapa biologică consumatorul principal de energie este sistemul de aerare, îmbunătăţirea eficienţei de aerare este o măsură care a fost realizată în cadrul a mai multor staţii (de exemplu, înlocuirea aeratoarelor de suprafaţă). Sunt realizate frecvent economii semnificative de energie prin controlului automat al aerării, realizat prin integrarea unor senzori adecvaţi, suflante cu turaţie variabilă şi a programării adecvate, astfel încât să satisfacă necesarul de oxigen cu variaţii periodice ale cerinţelor impuse de sistem. O altă oportunitate cheie este punerea în aplicare a unor practici care permit exploatare flexibilă. De exemplu: bazinele de aerare pot fi scoase din serviciu în timpul perioadelor în care debitul sau încărcarea este redusă, sunt măsurate temperaturi ridicate. Desigur, aceste opţiuni sunt validate cel mai bine prin simularea modelării dinamice cu ajutorul unor programe speciale (GPS-X, BioWin, West++, etc), înaintea implementării [2].

c) Optimizarea amestecării

Pentru reducerea necesarului de energie, s-au identificate tehnologii inovatoare mai convenabile decât mixerele submersibile standard: mixere hiperbolice şi sisteme de amestecare prin generarea unor bule mari în regim secvenţial. Cele două tehnologii ar trebui să contribuie la o reducere semnificativă a necesarului de energie în reactoarele anoxice şi anaerobe.

Tehnologiile inovatoare de epurare a apelor uzate cuprind îmbunătăţirea echipamentelor (mecanice) care au un consum de energie mare, echipamentele de măsurare şi control (senzori) pentru a asigura aportul de energie adaptat la nevoi şi să prevină pierderea de energie, modelarea staţiei de epurare (proiectare, în timp real şi modelare pentru prognoză) şi a proceselor de epurare în sine.

Agenţia de Protecţie a Mediului (EPA), din Statele Unite a emis lista de măsuri standard care trebuiesc întreprinse pentru economisirea energiei consumate de pompe, suflante, aeratoare şi următoarele măsuri inovatoare:

- Optimizarea tratării efluenţilor prin dezinfecţie cu UV
- Optimizarea sistemelor MBR
- Aplicarea de tehnologii noi cu consum de energie redus (ex. Anammox, Sharon, Canon, Demon)

ENERGIA RECUPERATĂ

Energia conţinută de apele uzate se regăseşte sub patru forme dominante: chimică, termică, cinetică şi potenţială. Mai jos sunt descrise pe scurt. Pentru a clarifica ordinea de mărime pentru fiecare dintre aceste tipuri de energie, aceste forme de energie sunt prezentate din punct de vedere al conţinutului de energie convertite în megajouli pe metru cub de apă uzată tratată (MJ/m^3). Energia cinetică şi energia potenţială sunt grupate împreună sub titlul general de energie "hidraulică".

Energie termică

Energia termică este energia care se află înmagazinată sub formă de căldură în apele uzate şi este guvernată de capacitatea calorică a apei, aceasta este de aproximativ 4.2 KJ/kg.K sau 4.2 MJ/m^3 pe °C în schimbarea temperaturii.

Energie Hidraulică (Cinetică şi Potenţială)

Energia potenţială este energia care este dependentă de nivelul apei şi este echivalentă cu 9.8 kJ/m^3 pe metru de înălţime. Energie cinetică sau energie dobândită ca urmare a curgerii apei, este echivalent cu 0.18 kJ/m^3 pentru o viteza de curgere de 0.6 m/s [3].

Energie chimică (calorică)

Energia chimică este compusă din energia stocată în diverse produse chimice organice din apele uzate. Concentraţia organică este de obicei exprimată de consumul chimic de oxigen (CCO) în mg/l. Tchobanoglous [4] identifică un conţinut de energie chimică de 12-15 MJ/kg CCO (de regulă 13 MJ/kg CCO), ceea ce echivalează cu un interval situat între 3 - 12 MJ/m^3 (de regulă 5.6 MJ/m3) pentru intervalul CCO situat între 250 - 800 mg/l. În mod similar, Shizas [5] a măsurat un conţinut de energie cu valoarea de 6,3 MJ/m^3 pentru apele uzate brute influente în Staţia de epurare ape uzate North Toronto.

În afară de energia termică, apele uzate conţin de asemenea energie potenţială. Puterea generată este strâns legată de debit precum şi de presiune. Aplicaţiile practice ale acestui tip de producţie de energie (de recuperare), se concentrează în mod primar asupra efluentului provenit din staţiile de epurare a apelor uzate. Potrivit DWA M 114 [6], turbinele, transportoare hidrodinamice (şurubul lui Arhimede) şi roţile de apă pot fi utilizate pentru producerea de energie.

Apa caldă este folosită pentru o varietate de aplicaţii de curăţare (duşuri, maşini de spălat vase, rufe), rezultând un flux de ape uzate, care păstrează o proporţie semnificativă din această energie termică, cu o temperatura medie, care variaza de obicei între 11 - 20 °C. În consecinţă, energia termică inerentă în apele uzate poate fi recuperată şi valorificată în locul de amplasare a staţiei de epurare a apelor uzate sau în cadrul unor aplicaţii situate în apropiere. Procesul include un schimbător de căldură în combinaţie cu o pompă de căldură pentru a recupera energia termică din apele uzate, care sunt ulterior transferate către sistemul HVAC al unei clădiri şi folosite pentru încălzirea clădirilor în timpul iernii şi pentru răcirea acestora în timpul verii. Procesul poate fi adaptat la diferite tipuri de clădiri, inclusiv clădiri rezidenţiale şi de birouri, şcoli, spitale, sisteme de ape gri şi chiar piscine municipale [2].

Energia potenţială rezultă din forţa gravitaţională a apelor reziduale care cad sau care curg şi care pot fi captate pentru a produce electricitate, prin utilizarea de turbine acţionate de apă. Energia potenţială disponibilă va depinde atât de volumul de apă şi de schimbările de nivel (sau căderea

disponibilă). Această abordare este una foarte sigură, deoarece depinde doar de gravitaţie şi de sursa de apă disponibilă pentru a angrena un utilaj simplu, cu toate acestea, este fezabil numai în cazurile în care există o diferenţă de nivel suficient de mare între influent şi punctul de evacuare a efluentului.

ENERGIE DIN BIOMASĂ

Producţia de energie este o componentă principală a bilanţului din cadrul staţiilor de epurare cu fermentare anaerobă a nămolul. Producţia de biogaz este un proces aplicat în mod curent în cazul staţiilor de epurare a apelor uzate de capacitate mare. Fiind o sursă de energie termică şi electrică, producţia şi utilizarea eficientă a biogazului permite o reducere semnificativă a necesarului de energie din surse externe. Alături de un consum optimizat, se poate realiza o exploatare în cadrul căreia balanţa energetică să fie una pozitivă , acest tip de exploatare este deja practicat, de exemplu în Austria şi Germania. Oricum, pot fi aplicate inovaţii care să permită producerea de energie eficientă alături de utilizarea biogazului şi care să fie, de asemenea, aplicabile în cadrul unor staţii de epurare de capacitate mai mică cu aerare extinsă.

În cazul fermentării anaerobe, există două aspecte principale care urmează să fie luate în considerare pentru a atinge o eficienţa maximă:
- Producţia stabilă şi în cantităţi suficiente de biogaz
- Producţia eficientă a energiei electrice şi utilizarea energiei termice

Pe lângă problema eliminarii în cantităţi cât mai mari a consumului chimic de oxigen (CCO), prin eliminarea de nămol primar şi biomasă, digestoarele trebuie să fie concepute în mod corespunzător pentru a permite producţia stabilă de biogaz. În cele mai multe cazuri, sunt utilizate digestoarele mezofile. În ciuda faptului că aceste digestoare au timpul de retenţie a nămolului mai îndelugat, prin urmare, reactoare cu volume mai mari, acestea sunt mai uşor de exploatat decât digestoarele termofile. În cazul în care exista o capacitate neutilizată pentru fermentare, poate fi luat în calcul co-fermentarea rezidurilor biologice şi a grăsimilor în scopul creşterii producţiei de biogaz. Pentru a face acest lucru, trebuiesc luate în considerare mai mulţi parametri. Substratul trebuie să fie alcătuit din deşeuri organice care pot fi pompate, provenite din gospodării sau din activităţi comerciale şi industrie. Cantitatea acestora să nu depăşească 50% din capacitatea digestorului. Mai mult, digestoarele trebuie să aibă capacităţi disponibile suficiente (timp de retenţie, volum de încărcare, vârfuri de operare ...), de asemenea trebuie să dispună de capacitate de depozitare suficientă a gazelor, capacitate suficientă de utilizare (motoare, generatoare de putere şi căldură combinate).

Pentru a nu afecta performanţa de epurare în etapa biologică, capacitatea de îndepărtare a azotului trebuie să fie suficient de mare pentru a acoperi încărcarea suplimentară indusă de supernatanţii proveniţi din procesul de deshidratarea a nămolului. O aproximare standard indică posibilitatea de recuperare a 0.35 Nm^3 de gaz metan dintr-un kg de CCO alimentat în digestor. Ceea ce indică – luând în calcul o eficienţă medie a motorului de 3 kWh(el.)/Nm^3 metan – că se produce aproximativ un kWh de energie electrică pentru un kg de CCO influent. Producţia de energie electrică şi de utilizare eficientă este o chestiune de selecţie, de proiectare şi ajustare a boilerelor, a motoarelor, a generatoarelor electrice şi de căldură combinate sau a micro-turbinelor cu gaz. Recent, din ce în ce mai multe micro-turbine pe gaz sunt instalate pentru a înlocui motoarele standard pe baza principiului de funcţionare a motorul Otto.

ENERGIE REGENERABILĂ

În cadrul surselor de energie regenerabile, energia eoliană şi energia solară atrag un interes deosebit, aceste sectoare înregistrează cele mai mari rate de creştere. Această secţiune se referă la energia regenerabilă, care nu este legată de procesul de epurare a apelor uzate, ceea ce înseamnă că biomasa este exclusă.
Generatoarele eoliene terestre produc energie electrică la un cost relativ scăzut şi sunt deja răspândite în mare în zonele cu potenţial eolian ridicat. Parcurile maritime eoliene sunt considerate drept pieţe în plină dezvoltare în cursul anilor următori, datorită randamentul energetic şi potenţialului de instalare ridicat, dar încă prezintă în continuare numeroase provocări.
Biomasa constituie sursa cea mai diversificată de resurse regenerabile, deoarece aceasta poate furniza energie electrică, combustibil şi căldură. Biomasă nu aparţine unei categorii de resurse discontinue, poate reprezenta materia primă pentru producerea de energie electrică şi termică într-un mod continuu. Cu toate acestea, unele aspecte socio-economice trebuie să fie revizuite în momentul în care biomasa va fi cultivată la scară mare.
Ar putea fi utilizate diferite tehnologii solare pentru producerea de energie electrică: centralele solare (CSP), sunt sisteme care concentrează lumina solară pentru a produce atât energie electrică cât şi căldură sau sistemele fotovoltaice (PV), care transformă radiaţia solară direct în energie energică.
Sistemul fotovoltaic conferă modul cel mai elegant de a exploata energia solară. Într-un sistem standard PV din cantitatea de energie solară disponibilă totală se transformă efectiv în electricitate mai puţin de 20%. Cea mai mare parte (~ 70%) este absorbită de panou şi este transformată în energie termică, ceea ce duce la creşterea temperaturii panoului până la 80 °C. Eficienţa celulelor cu silicon cristalin scade proporţional cu creşterea temperaturii, prin urmare, în zilele călduroase de vară, eficienţa nominală a unui sistem PV (măsurată la 25 °C), ar putea să scadă cu un procent de 20%. De exemplu în cazul unui sistem hibrid fotovoltaic-termic (PVT), se utilizează un panoul PV ca un absorbant termic. Sistemul PVT, pe lângă generarea de electricitate produce şi energie termica [2].

CONCLUZII

Recuperarea de căldură din apele uzate prin utilizarea schimbătoarelor de căldură şi a pompelor de căldură, precum şi utilizarea de energie potenţială poate contribui la crearea de surse energetice locale. Energie electrică şi termică recuperată, ar putea fi folosită de ex. direct în cadrul staţiei de epurare a apelor uzate sau în cadrul unor clădiri. Când apele uzate sunt utilizate ca sursă de energie constrângerile tehnice sunt diferite şi sunt luate în considerare condiţiile limită.

Cu toate acestea, studiile de fezabilitate pot ajuta în evaluarea posibilităţii de utilizare a procedeelor de recuperare a energiei din apele uzate. În cazul în care se poate aplica o soluţie clară şi eficientă, resursele de energie locale pot deveni mult mai vaste şi dependenţa de importul de energie externă va fi mai mică. Recuperare a energiei din apele uzate poate fi considerată drept o tehnologie"verde", care ajută la reducerea emisiilor de gaze cu efect de seră.

Deşi consumul de energie a staţiilor de epurare a apelor uzate contribuie doar cu un procent mic la consumul de energie a economiilor naţionale, costurile aferente sunt semnificative pentru operatori. Costurile energetice contribuie cu până la 25% din costurile de exploatare totale ale staţiilor de epurare a apelor uzate. Bilanţurile energetice permit compararea stadiului actual al consumului energetic cu obiectivele referitoare la consumul standard, un prim pas poate fi realizat prin mărirea

gradului de eficientizare a consumului energetic în cadrul staţiei de epurare. Diferiti parametri, cum ar fi capacitatea staţiei de epurare a apelor uzate, fluxul tehnologic sunt cruciali pentru a stabili balanţa energetică a sistemului. Exploatarea prin menţinera unui bilanţ energetic pozitiv este posibilă pentru o anumită configuraţie, în cazul staţiilor de epurare a apelor uzate de capacitate mare.

Aerarea din etapa de epurare biologică şi tratarea nămolurilor sunt consumatorii principali de energie electrică şi termică. Producţia de energie provenită din carbonul organic este încă opţiunea cea mai importantă de recuperare a energiei din apele uzate. Se poate utiliza co-fermentarea pentru a creşte producţia de biogaz în cazul în care există o capacitate disponibilă pentru acest lucru. Este important ca puterea combinată şi generatoare de căldură sau de micro-turbinele noi pe gaz să fie adaptate la condiţiile de funcţionare a digestorelor pentru a obţine rezultate bune.

Sursa de energie alternativă, producerea de energie cu ajutorul panourilor fotovoltaice poate fi întâlnită în cadrul multor staţii. Deşi nu este legat de procesul de epurare a apelor uzate în sine, aceasta rămâne o opţiune fezabilă de a utiliza facilitatea şi pentru a reduce costurile. O abordare inovatoare, tehnologia cu celule de combustibil este încă în stadiul de cercetare şi dezvoltare.

În ceea ce priveşte optimizarea consumului de energie necesară în cadrul procesului de epurare a apelor uzate, se poate considera că optimizare a principalilor consumatori, cum ar fi suflantele, aeratoarele şi pompele este o măsură standard. Inovaţiile tind spre dezinfectarea eficientă în situaţiile în care se impune acest lucru, sisteme MBR cu consum redus de energie, sistem de amestecare care are un necesar de energie redus şi un proces de îndepărtare biologică a nutrienţilor cu un necesar energetic redus. În cele din urmă, oxidarea anaerobă de amoniu (tehnologia ANAMMOX) este promiţătoare pentru epurarea circuitelor secundare (concentraţie mare de azot), precum şi pentru circuitul principal, care este în prezent în curs de investigare la scară mare. O componentă importantă constă într-o serie de inovaţii care urmăresc reducerea costurilor de operare necesare procesării nămolului în exces, de exemplu uscarea nămolului cu ajutorul energiei solară.
Recomandările indică analiza energetică în interesul elaborării unor măsuri prioritare pentru îmbunătăţirea staţiilor existente. În cazul proiectelor noi, este recomandată utilizarea modelării în avans alături de analizarea detaliată a influentului şi aplicarea strategiilor avansate de control în vederea adoptării unor decizii optime în cadrul procesului de planificare şi proiectare. Cele mai noi tehnologii de îndepărtare a azotului, prin intermediul de-amonificării pot fi aplicate deopotrivă în cazul staţiilor de epurare noi, cât şi în cazul retehnologizărilor. În orice situaţie, exploatarea şi întreţinere corectă este crucială, prin urmare competenţele operatorului sunt de o importanţă majoră în scopul atingerii bilanţul de energie optim.

MULŢUMIRI

Această lucrare a fost sprijinită de Agenţia de Tehnologie din Republica Cehă, prin intermediul programului înregistrat sub nr. TA01020311: Utilizarea şi colectarea apelor pluviale în cadrul clădirilor.

BIBLIOGRAFIE

1 - Water Environment Federation Manual of Practice No. 32, Energy conservation in water and wastewater treatment facilities, WEF Press, 2009.
2 - Guimet V., Kelly R., Duong F., Rosina M., Audic J. M., Terry J.M.: Green energy resource: research and learning experiences from wastewater treatment plants, IWA World Water Congress and Exhibition, Montreal, 2010.
3 – Fillmore L., Shaw A., Stone L., Tarallo S.: Energy Management – Towards Energy Neutral Wastewater Treatment, WEFTEC Conference, Los Angeles, USA, 2011.
4 – Tchobanoglous, Leverenz: Impact of New Concepts and Technology on the Energy Sustainability of Wastewater Management, Conference on Climate, Sustainable Development and Renewable Resources, Řecko, 2009.
5 – Shizas I., Bagley D.M.: Experimental Determination of Energy Content of Unknown Organics in Wastewater Streams, *J. Energ. Eng,* 2004.
6 - DWA Merkblatt M 114: Energie aus Abwasser – Wärme- und Lageenergie. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.v. Hennef, 2009.

Noi studii în direcţia producerii industriale low-cost a argintului coloidal pentru dezinfecţia apei

Marosy Z.I.[1], Ion A.C.[2*]
[1] Universitatea Ecologică din Bucureşti, Bd. Vasile Milea, nr. 1G, sect. 6, Bucureşti; e-mail: marosy.zoltan@gmail.com
[2*] Asociaţia de Terotehnică şi Terotehnologie din România, B-dul N. Bălcescu nr. 16, sect. 1, Bucureşti; e-mail: cristian.ion@rdslink.ro

Abstract
Among the alternative methods of wastewater treatment stands the one using colloidal silver. For many reasons, among all metals, silver is the only one that has been used since antiquity and until now for wastewater treatment and decontaminating drinking water for humans. Also, in the analysis of the synergic wastewater treatment methods, colloidal silver is found in three of the six most studied versions until the present: silver with perhydrol, silver with copper and chlorine.
In our presentation we show the results of some researches done in our country in order to design production lines for silver in colloidal state at reduced costs, with the strict following of the prescriptions for the good quality of the product. We also offer a comparative analysis between other methods of wastewater treatment refering to the complex relation of cost-efficiency-secondary effects.

Keywords
Colloidal silver, decontamination, efficiency, low-cost.

SCURTĂ ISTORIE A ARGINTULUI

Argintul este unul dintre cele mai vechi metale preţioase. Cele mai vechi obiecte din argint au fost descoperite în mormintele caldeene (mileniul IV î.Hr.). Alte opinii , bazate pe studierea diferitelor obiecte de argint ce au fost descoprite în mormintele faraonilor din Egipt, arată o vechime de 3500 ani î.e.n. La acea vreme se extrăgea şi cunoştea numai argintul nativ, astfel încât valoarea sa era cam aceeaşi cu a aurului. Din cele scrise în Biblie reiese ca argintul era cunoscut cu cel puţin 2000 ani î.e.n., iar Homer ne asigură în "Iliada" că Achile avea scutul şi spada de argint.

Prin sec. XV î.e.n. după ce se cunoştea şi procedeul de extragere al argintului din combinaţii (din sulfura de argint) preţul lui începe să scadă faţă de cel al aurului. Ca dovadă, în fostul palat al regelui asirian Sargon din oraşul Korsabad au fost găsite plăci datând din anul 710 î.e.n., una de aur şi alta de argint. Fiind pline cu inscripţii, se observă că există o diferenţă de preţ între cele două metale, argintul find mai ieftin.

S-a discutat mult şi despre numele dat acestui metal preţios. Mulţi consideră că numele provine, probabil, de la culoarea sa albă strălucitoare. Unii cercetători lingvistici şi arheologi consideră că semnificaţia cuvântului provine de la cuvântul grecesc "argyros" care la rândul ei provine de la cuvântul "argos" ce înseamnă "a străluci" . De la "argyros" s-a trecut mai apoi în latină la "argentum", denumire care a rămas până azi în multe ţări şi de unde provine şi denumirea ştiinţifică a acestui element.

În Evul Mediu, alchimiştii, folosind perceptele astrologiei, comparau argintul cu luna din cauza culorii sale palide (în contrast cu aurul, care simboliza Soarele). Studiile alchimiştilor evului mediu se bazează pe scrierile greceşti (provenite la rândul lor de la evrei şi egipteni) din primele secole d.Hr. traduse şi copiate de către arabi. Iniţiaţii arabi au cultivat ideea că cele două luminatorii (Soarele şi Luna) reprezintă aurul şi respectiv argintul. Fiind metale preţioase, reprezentând şi o

monedă de schimb, aceste două metale au devenit ţinta căutătorilor înfocaţi de preamărire. Alchimistul Geber în "Cartea despre metale" scria că Luna este simbolizată de argint şi astfel argintul reprezintă Luna pe Pământ. Descoperirea argintului în multe minereuri de plumb a suscitat interesul majorităţii alchimiştilor în a transmuta metalul greu denumit "plumb" într-un metal preţios denumit "argint".

În natură, argintul se găseşte de cele mai multe ori ca sulfură de argint în amestec cu alte sulfuri. Primele cercetări privind extragerea argintului industrial sunt realizate în anul 1829 de către Hugh Lee Pattinson. El realizează un procedeu care dă rezultate semnificative la extragerea argintului din plumbul argintifier. Procedeul lui se aplică industrial din 1831 şi a fost de o importanţă deosebită pentru Marea Britanie.

Fiind un bun conducător de electricitate a fost folosit la conducerea curentului electric în dispozitivele de radio-frecvenţă. La ora actuală este folosit în electrotehnică şi electronică, fie ca atare, fie sub formă de depuneri galvanice. Argintul este utilizat cu succes şi în medicină. Deoarece eliberează spontan ioni negativi (care au acţiune germicidă), multe decenii a fost întrebuinţat la confecţionarea de instrumente medicale şi proteze. În stomatologie, din argint se realizează cu succes pivoţi endodontici.

Apa de argint

Argintul a fost extras în antichitate de greci, fenicieni, romani şi carataginezi. Datorită deosebitei sale maleabilităţi şi, în acelaşi timp, datorită faptului că era considerat un metal al zeilor s-au realizat amfore din acest metal. S-a observat că apa păstrată în cupe de argint păstrează o prospeţime deosebită. Mult timp s-a considerat că acest lucru reprezintă darul zeilor pentru că apa ţinută în amfore de argint ar putea să primească un har deosebit. Apa păstrată în cupe de argint s-a denumit "apă de argint". Prin veneraţie i se atribuiau mari puteri tămăduitoare; mai târziu s-au descoperit şi proprietăţile sale bactericide.

Efectul benefic al apei de argint a fost astfel cunoscut foarte mult timp. A fost folosit cu succes în Grecia, Roma, Macedonia şi Fenicia antică pentru preîntâmpinarea şi tratarea diferitelor infecţii. Hipocrate (născut în 460 î.Hr.), fiind considerat părintele medicinii, considera argintul deosebit de benefic în tratarea rănilor deschise, problemelor de inimă, dar aprecia şi calităţile sale de purificare a sângelui şi de dezinfectant general.

Lucrările medicale ale vremii cuprindeau deja descrieri ample ale argintului şi metode de folosire al apei de argint pentru diferite probleme medicale. Hipocrate a arătat că anumite simptome se pot ameliora dacă se fac amestecuri de diferite soluţii din argilă argintată. În timp s-au adăugat diferite alte săruri la aceste prescripţii să au început să abunde o multitudine de soluţii medicale provenite din studiile alchimiştilor pentru bolile care apăreau în istoria umanităţii.

Argintul a fost folosit împreună cu cuprul în toată zona Asiei. Gangajal (apa sfântă luată din fluviul Gange) este păstrată şi acum în vase de cupru şi de argint în fiecare gospodărie hindusă datorită proprietăţilor anti-contaminante şi bacteriostatice ale cuprului şi argintului. De altfel, apa Gangelui prezintă o particularitate cu totul neobişnuită: deşi fluviul este plin de cadavre de animale moarte şi de resturile celor incineraţi, conform tradiţiei, după moarte (complet sau incomplet, în funcţie de câţi bani a avut familia pentru funeralii), el este considerat sfânt şi nimeni dintre miile de oameni care îşi fac zilnic baia rituală în Gange şi beau din apa lui nu se îmbolnăveşte. Studiile ştiinţifice au arătat prezenţa unei cantităţi mari de argint în probele de apă luate din fluviu, lucru explicat de trecerea fluviului, în drumul său către ocean peste cel puţin un zăcământ de argint. Multe

descoperiri din zona Chinei arată că apa potabilă era păstrată în mari vase de bronz, cupru şi argint. Oraşul imperial din China are nu mai puţin de câteva mii de astfel de vase.
Renumitul alchimist Paracelsus folosea diferite soluţii argintate precum şi apă păstrată în mici cupe de argint pentru a trata holera şi epilepsia. S-a remarcat acţiunea sa deosebită şi în vindecarea sifilisului.

Napoleon şi chiar Alexandru cel Mare apelau la argint pentru a purifica apele râurilor care în urma acestui procedeu deveneau potabile pentru armatele lor numeroase.

Până în secolul al 18-lea argintul ajunsese să se bucure de o largă recunoaştere a proprietăţilor sale medicale. Primii exploratori americani care străbăteau continentul îndreptându-se spre vest puneau inele de argint în butoaie din lemn sau sticlă în care păstrau apa, pentru a-i asigura proprietăţile potabile de-a lungul călătoriilor lungi şi anevoioase. În al 2-lea război mondial, soldaţii japonezi erau învăţaţi să pună o bucată mică de argint în sticlele cu apă pentru a preveni producerea dizenteriei. Sulfatul de cupru este foarte apreciat de unii băştinaşi din Africa şi Asia pentru vindecarea rănilor şi a bolilor de piele.

În perioada modernă NASA a conceput un sistem de sterilizare a apei prin ionizare cupru-argint, pentru misiunile Apollo. Există multe filtre de apă pentru consum casnic care conţin, pe lângă un filtru de apă clasic din carbon activ, filtre bazate pe ioni de argint pentru stabilizarea pH-ului apei, datorită capacităţii de a ceda electroni. Aceste filtre, în combinaţie cu un magnet mic pot să creeze premizele apei trimerizate, atât de benefică organismului uman.

Coloizii de argint
În anul 1861, Thomas Graham a descoperit că anumite componente metalice pot pătrunde prin membrana celulară umană. El a descoperit că metalele în suspensie pot să intre în constituţia celulelor pătrunzând uşor prin membrană. Descoperirea lui Graham a constat în faptul că un metal poate ajunge într-o starea de dizolvare în aşa măsură încât dispune de alte caracteristici decât mediul original. Pentru această descoperire a folosit termenul de coloid (derivat din expresia kola adică adeziv) pentru această stare intermediară, care e asemănătoare cu un adeziv.

Prin această descoperire s-a pus bazele ideii de coloidare a unor metale importante pentru organism. Anumite metale se găsesc în alimente însă există într-o mică proporţie. Elemente ca aurul, argintul, cuprul, stibiul, sau chiar şi calciul se găsesc greu şi sunt deosebit de importante pentru organismul uman.

Ştiinţa modernă a demonstrat ca argintul este unul din cele mai puternice antibiotice naturale care au efect împotriva a peste 650 de organisme patogene – germeni, viruşi şi fungi (Revista Science Digest, martie 1978). Un antibiotic artificial poate distruge în medie 6 tipuri de microbi, comparând cu activitatea deosebită a argintului se remarcă o diferenţă netă între acţiunile celor două. argintul este de asemenea şi cel mai puternic dezinfectant folosit în prepararea apei potabile chiar şi în navetele spaţiale. Rolul argintului în organismul uman poate fi descris ca un „sistem imunitar secundar".

Cercetările medicale în domeniu au demonstrat că argintul este un element esenţial atât pentru plante şi animale, cât şi pentru oameni. Există o legătura strânsă dintre argint şi sistemul imunitar, care este răspunzător de protejarea sănătăţii umane. Datorită structurii sale atomice, argintul coloidal ajută la regenerarea ficatului şi la detoxifierea lui. Studiile arată că coloidul de argint este eficient în regenerarea oaselor. S-a remarcat că în urma folosirii acesteia în cazul unor pacienţi cu diferite oase rupte rezultă o vindecare mai rapidă a acestora. Argintul coloidal accelerează

regenerarea pielii şi a altor ţesuturi. În cazul unor arsuri sau tăieturi poate fi folosită împreună cu apă oxigenată şi dezvoltă o sterilizare profundă.
Prezenţa argintului coloidal în apropierea unui virus, ciupercă, bacterie sau a altui microorganism patogen monocelular, îi dezactivează acestuia enzima de metabolism al oxigenului, plămânul chimic al acesteia altfel spus. În câteva minute microorganismul patogen se sufocă şi moare, apoi este eliminat afară din corp de către sistemele imunitar, limfatic si de eliminare. Faţă de antibioticele farmaceutice care distrug şi enzimele benefice, argintul coloidal lasă intacte aceste enzime ale celulelor ţesuturilor, deoarece acestea sunt radical diferite faţă de enzimele microorganismelor primitive monocelulare. Astfel argintul coloidal este absolut sigur pentru oameni, animale, plante şi pentru toată materia vie multicelulară.

Argintul coloidal lucrează ca un catalizator, dezactivând enzima folosită la metabolismul oxigenului, a tuturor bacteriilor monocelulare, ciupercilor şi viruşilor.

Studiile arată că microorganismele devin rezistente în cele din urmă la antibioticele din comerţ. Este însă exclus ca bacteriile să devină în timp rezistente la argint, deoarece efectul acestuia se resfrânge atât pe structură cât şi pe proteinele enzimatice, iar mai apoi inhibă metabolismul şi înmulţirea celulelor. Efectul antibacterial al ionilor de argint este demonstrat încă din 1883. Diferit faţă de antibiotice, s-a observat că niciodată, tipurile rezistente de microorganisme patogene nu se mai pot dezvolta. De fapt, antibioticele sunt efective doar împotriva unor anumite forme de bacterii şi ciuperci, dar niciodată împotriva viruşilor. Deoarece nici un microorganism cunoscut cauzator de boală nu poate trăi în prezenţa chiar şi a unei slabe urme de element chimic al metalului argint, face ca Argintul Coloidal să fie efectiv împotriva a peste 650 de microorganisme patogene **(9).** Deoarece aici nu este suficient loc pentru a enumera toate bolile împotriva cărora argintul coloidal a fost utilizat cu succes, dăm în continuare doar o scurtă listă: acnee, alergii, apendicite, artrite, paraziţii sângelui, plaga bubonică, arsuri (argintul coloidal este unul din puţinele tratamente care pot menţine în viaţă pacienţii cu arsuri grave), cancer **(11)**, holera, conjunctivite, diabet, gonoree, febra fânului, herpes, lepră, leucemie, lupus, infecţia canalelor limfatice, boala Lyme, malarie, meningite, infecţii cu paraziţi (ciuperci şi/sau viruşi), pneumonie, reumatism, viermi inelaţi, scarlatină, condiţii septice ale ochilor, urechilor, gurii şi gâtului, zona zoster, cancer de piele, infecţii cu stafilococi, infecţii cu streptococi, sifilis, toxemii, toate formele de viruşi, negi şi ulcer de stomac. În plus, acesta are şi multe întrebuinţări în medicina veterinară, cum ar fi împotriva virusului canin parvo.

Argintul coloidal este foarte util în gradină, şi la baie, deoarece acesta poate fi folosit împotriva atacurilor efectuate de bacterii, ciuperci şi viruşi asupra plantelor şi oamenilor. Se recomandă folosirea argintul coloidal sub formă de spray pe frunzele plantelor.

Argintul coloidal este foarte repede absorbit şi în celulele corpului. În antichitate se păstra o sticlă cu această soluţie în baie, pentru a-şi uda cu ea picioarele, mâinile şi faţa. Menţinerea soluţiei sub limbă pentru o scurtă perioadă de timp înainte de a fi înghiţită, asigură o şi mai rapidă absorbţie a acesteia. În trei zile, argintul se poate acumula în ţesuturi în cantitate suficientă pentru a-şi face simţită acţiunea benefică. Întrucât argintul coloidal este eliminat de către rinichi, sistemul limfatic şi intestinal după aproximativ trei săptămâni, se recomandă un consum regulat zilnic ca măsură de protecţie împotriva agenţilor patogeni.

În cazurile de arsuri minore, acumularea de argint coloidal poate grăbi vindecarea, reducând cicatrizarea ţesutului şi infectarea acestuia, precum şi eliminarea durerii şi accelerarea vindecării. Viaţa a milioane de oameni susceptibili de infecţii cronice de nivel redus, poate fi îmbunătăţită folosind această puternică şi preventivă măsură de însănătoşire.

S-a remarcat că în condiţii de laborator apa coloidală acţionează în termen de 5-6 minute. Studii oferite de TUV-Kermi Budapesta şi ale Institutului Biotehnologic de Cercetări Aplicate Bay Zoltán din Ungaria arată că apa coloidală de argint distruge bacteria Staphylococcus Aureus, cunoscută şi sub denumirea de „bacteria spitalelor". Concentraţia ideală pentru o putere activă de nimicire a bacteriilor este între 10-20 ppm (părţi pe million).

Argintul coloidal de 10 până la 20 ppm poate fi consumat de către om pentru prevenirea bolilor şi mai ales a cancerului. Doza zilnică recomandată în astfel de cazuri a fost stabilită de către EPA (Environmental Protection Agency, U.S.A.), a cărei unitate de măsură a fost numită doză de referinţă. Conform EPA doza zilnică recomandată este egală cu greutatea corpului uman în kilograme înmulţită cu 0,005 mg. Conform calculelor Agenţiei Americane de Protecţie a Mediului, în 5 ml de argint coloidal 20 ppm, se regăseşte aproximativ 0,1 mg argint pur.

Un factor determinant pentru eficienţa apei coloidale cu argint este mărimea şi puritatea particulelor rezultate din procesul de producţie. Cu cât particula de argint în suspensie este mai mică, cu atât ea este mai eficientă datorită faptului că astfel se răspândeşte mult mai uşor în organism şi la o aceeaşi concentraţie dar cu particule de dimensiuni mici, suprafaţa activă a argintului coloidal este mult mai mare. În ceea ce priveşte puritatea, aceasta este foarte importantă deoarece, dacă nu sunt folosite argint şi apă de calitate şi puritate deosebite, atunci vor apare compuşi nedoriţi ce vor dăuna apoi grav acţiunilor antibacteriene.

Până în anul 1938, în SUA, argintul coloidal era privit ca unul dintre principalele mijloace de terapie antibacteriană. Însă, tehnologia de fabricaţie era la un nivel care nu permitea obţinerea de particule extrem de mici de argint în soluţie. În anii '70, o dată cu dezvoltarea tehnologiilor, s-au putut produce soluţii coloidale concentrate.

DEZINFECŢIA APEI POTABILE – O PROBLEMĂ DE ACTUALITATE INCOMPLET REZOLVATĂ

Într-un studiu al OMS utilizarea argintului a fost luată în considerare ca una dintre metodele alternative de dezinfecţie a apei.

Vom analiza avantajele şi dezavantajele ei şi cum ar putea fi implementată practic o astfel de metodă, care se adresează localităţilor din regiuni geografic defavorizate, ţări în curs de dezvoltare, zone rurale sau, altfel spus, zonelor în care se află comunităţi mici de oameni, adeseori destul de izolate, cu un nivel tehnico-ştiinţific şi cultural ce nu permite implementarea unor sisteme foarte complexe şi superperformante de purificare a apei care necesită un personal cu o calificare foarte înaltă. Specialiştii iau în considerare ca metodele şi tehnologia folosite pentru dezinfecţia apei într-o anumită regiune să fie adecvate şi nivelului cultural al regiunii în cauză.

Dezinfecţia este un proces de bază al oricărui sistem de tratare a apei şi în analiza lui trebuie ţinut cont de mai multe aspecte esenţiale. În proiectarea unui sistem de tratare a apei, în special în zonele rurale, dezinfectarea nu trebuie privită ca fiind unul dintre numeroasele elemente, ci ca fiind componenta vitală a sistemului. Frecvent, cei care proiectează sistemele de aprovizionare şi stocare a apei pentru comunităţile mici, nu numai că nu iau foarte în serios dezinfectarea apei, ci, chiar mai mult, ei acordă mai multă importanţă cantităţii de apă produse decât calităţii ei (altfel spus, a siguranţei ei pentru consum). Concluzia care rezultă din această observaţie este că procesul dezinfectării ar trebui să lase în sistem un efect dezinfectant remanent. Dacă acest lucru nu este posibil, atunci trebuie folosiţi doi dezinfectanţi diferiţi: unul primar pentru dezinfecţie şi unul secundar care să ofere efectul rezidual.

Desigur, trebuie luată în considerare nu doar calitatea apei care intră în staţia de epurare, ci şi calitatea apei rezultate înainte de adăugarea dezinfectantului. Astfel, într-o staţie de tratare completă a apei, apa este supusă unei filtrări rapide înainte de a fi dezinfectată. Apa filtrată trebuie să fie de o calitate cât mai bună, deoarece cu cât turbiditatea ei este mai scăzută, cu atât este mai eficientă dezinfecţia ei ulterioară.

Frecvent, proiectanţii omit unele cerinţe esenţiale pentru o bună dezinfecţie. Pentru ca un dezinfectant să acţioneze eficient, el trebuie să se încadreze în cerinţele ecuaţiei C x T, care semnifică faptul că un dezinfectant trebuie să fie prezent într-o concentraţie dată (C) şi trebuie să fie în contact cu apa ce trebuie dezinfectată, pentru o perioadă minimă (T). Una dintre greşelile curente este proiectarea unor compartimente ce nu permit un astfel de contact pentru o perioadă suficient de lungă, nefiind astfel respectată ecuaţia ce leagă volumul de apă de fluxul de dezinfectant şi timpul minim de contact necesar. Este de asemenea important să accentuăm necesitatea ca, în cadrul operaţional, să fie asigurate o bună omogenizare şi dispersie în întregul volum de apă, indiferent de tipul de dezinfectant sau metoda folosite.

În acest punct al analizei este necesar să aducem în discuţie produşii secundari ai dezinfecţiei (DBP – disinfection by-products). Aproape toţi dezinfectanţii generează produşi secundari reziduali. Clorul generează o listă lungă de produşi secundari, cei mai renumiţi fiind trihalometanii (THM – trei din cei 4 atomi de hidrogen ai metanului sunt înlocuiţi de câte un atom de halogen), acizii haloacetici (HAA – un atom de hidrogen este înlocuit de un atom de halogen în acidul acetic, de ex. $CH_2Cl-COOH$ în loc de CH_3-COOH), haloacetonitrilii (un atom de hidrogen este înlocuit de un atom de halogen în acetonitril (sau cianometan), de ex. CH_2Cl-CN în loc de CH_3-CN) şi clorofenolii (fenoli – din benzen C_6H_6 se înlocuiesc unul sau mai mulţi atomi de hidrogen cu gruparea OH; clorofenolii – un hidrogen din fenol e înlocuit cu un halogen). Dioxidul de clor generează peste 40 de produşi secundari, printre care cloraţi (săruri ale acidului cloric $HClO_3$), cloriţi (săruri ale acidului cloros $HClO_2$) şi clorofenoli. Ozonul, la rândul său generează aldehide, acizi carboxilici, bromaţi (compuşi chimici ce conţin gruparea BrO_3^-), bromoetan (bromură de etil CH_3-CH_2-Br), bromoacetonitrili şi cetone (compuşi organici care conţin una sau mai multe grupări carbonil (C=O) legate de câte doi radicali organici diferiţi, saturaţi sau nesaturaţi, ciclici sau aciclici). Problema este că majoritatea acestor produşi secundari sunt cancerigeni şi acest lucru nu a putut fi evitat, ceea ce a dus la opoziţia inginerilor sau a persoanelor răspunzătoare cu implementarea sistemelor de dezinfecţie, precum şi a populaţiei. Riscul îmbolnăvirii de cancer este asociat cu băutul apei dezinfectate pentru o perioadă foarte mare de timp (de obicei pe durata întregii vieţi) şi este considerat ca având un risc scăzut spre deosebire de îmbolnăvirile sau decesele cauzate de agenţii patogeni prezenţi într-o apă insuficient dezinfectată. În cazul particular al clorului, riscul de a deceda datorită unui cancer generat de băutul apei dezinfectate, în comparaţie cu riscul de a deceda datorită diareeii, hepatitelor infecţioase, a febrei tifoide, a holerei etc.) a fost estimat ca fiind de 1 la 1000. Altfel spus, o persoană care bea apă care nu a fost dezinfectată riscă de 1000 de ori mai mult să moară de o boală diareică decât de un cancer produs de băutul apei clorinate. Iar riscul de îmbolnăvire cu diaree este de 1 000 000 de ori mai mare decât riscul îmbolnăvirii de cancer. Astfel încât se ajunge la concluzia considerată de mulţi irefutabilă că apa netratată cu clor prezintă un risc mult mai mare de îmbolnăvire sau de deces. Acest lucru a determinat OMS şi USEPA (United States Environmental Protection Agency) – Agenţia de protecţie a mediului înconjurător din Statele Unite să accentueze că "sub nicio formă să nu fie afectat şi să nu se renunţe la procesul de dezinfecţie a apei pentru băut".

METODE DE DEZINFECŢIE

Vom trece acum în revistă metodele de dezinfecţie a apei, aşa cum au fost ele prezentate de Felipe Solsona, consultant regional pentru probleme de calitate a apei din cadrul CEPIS/PAHO/WHO (Pan American Center for Sanitary Engineering and Environmental Sciences/Pan American Health Organization/Regional Office of the World Health Organization) şi de Juan Pablo Méndez, consultant pe probleme de mediu din cadrul Sectorului sanitar al Guvernului peruvian, în documentul-sinteză "Water Desinfection" publicat în 2003 (17). Conform acestui studiu ca metode principale sunt considerate:

1. Dezinfecţia solară;
2. Clorinarea;
3. Dezinfecţia cu raze UV;
4. Filtrarea lentă;
5. Dezinfecţia cu ozon;
6. Dezinfecţia cu dioxid de clor;
7. Minifiltrarea.

Ca metode alternative sunt prezentate:

1. Dezinfecţia cu brom;
2. Dezinfecţia cu argint;
3. Dezinfecţia cu iod;
4. Dezinfecţia cu dicloroizocianuratul de sodiu (NaDCC);
5. Dezinfecţia cu amestec de gaze oxidante;
6. Dezinfecţia cu radiaţii;
7. Metode sinergice de dezinfecţie;
8. Filtre gospodăreşti.

Într-un capitol separat tratăm metodele speciale sau de urgenţă de dezinfecţie. Nu ne-am propus să prezentăm în extenso toate aceste metode, anexăm însă un tabel cu o analiză comparativă între diferitele metode de dezinfecţie ***(Fig.1).***

.	SODIS	O_2	UV	S.S.F.	O_3	ClO_2	MINI	O_2	Ag	I_2
Efficacy										
Bacteria	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H
Viruses	H	H	H	I	H	H	H	H	I	H
Protozoa	L	L	L	H	I	I	H	L	L	I
Helminths	L	L	L	H	H	I	H	L	L	L
Raw water influence on										
pH	L	H	L	L	L	L	H	I	L	L
Turbidity	H	I	H	L	H	I	H	I	I	H
Organic matter	I	L	L	L	L	L	I	L	L	L
Generated DBP	NO	YES	NO	NO	L	L	NO	YES	NO	NO
Maintains protective residual	NO	YES	NO	NO	NO	NO	NO	YES	YES	YES
Possible changes in water waste and odor	NO	YES	NO	NO	NO	NO	NO	YES	NO	NO
Range of use flows	L	L-I-H	L-I-H	L-I	L-I-H	I-H	I-H	L-I	L	L-I
Equipment cost	L	L	L-I	I	I-H	I-H	H	L	L-I	L
Operating cost	L	L	L-I	L	H	H	H	I	I	I-H
Operator cost	L	L-I	L-I	L	H	H	H	L-I	L-I	L-I
Need for chemicals	NO	YES	NO	NO	NO	YES	NO	YES	YES	YES
Need for electric power	NO	L	I	NO	H	H	H	L	L	L

Fig. 1
Analiză comparativă între diferitele metode de dezinfecţie

H – high
I – Intermediate
L - Low

Conform tabelului de mai sus putem să enumerăm câteva concluzii referitoare la metodele principale de dezinfecţie a apei:

- o metodă cu eficienţă mare de dezinfecţie, fără produşi secundari şi cu costuri scăzute este dezinfecţia solară. Ea depinde însă de prea multe variabile care îi pot afecta eficienţa (latitudinea geografică, altitudinea, anotimpul, durata expunerii la soare, momentul zilei, nebulozitatea atmosferică, temperatura mediului ambiant, volumul şi materialul recipientelor care conţin apa,

turbiditatea apei şi culoarea). Nu are un efect remanent, deci trebuie combinată şi cu alte metode. Este agreată de OMS mai mult ca metodă experimentală sau pentru regiuni unde niciuna din celelalte metode nu poate fi aplicată.

- dezinfecţia cu clor este eficientă, dar generează un număr mare de produşi secundari cancerigeni şi afectează gustul şi mirosul apei. Este considerată o metodă cu costuri scăzute şi eficienţă mare. Necesită substanţe chimice.
- dezinfecţia cu UV este o altă metodă eficientă fără produşi secundari, nu necesită chimicale, este considerată cu costuri intermediare. Totuşi nu are un efect remanent (dezavantaj major, căci după dezinfectare apa poate fi din nou contaminată în cursul distribuirii ei către populaţie), eficienţa ei este afectată de turbiditatea apei şi, implicit, de gradul ei de transparenţă, particulele în suspensie generând un scut protector pentru microorganisme în faţa razelor UV atunci când apa are o transparenţă redusă. Eficienţa dezinfecţiei nu se poate măsura decât prin analize repetate microbiologice ale apei tratate.
- Filtrarea lentă este moderat eficientă în cazul viruşilor, dar foarte eficientă în cazul bacteriilor, protozoarelor şi a viermilor. Nu rezultă produşi secundari, eficienţa nu este afectată de pH, turbiditate, materiile organice din apă. Nu necesită chimicale, costurile sunt medii. Nici această metodă nu are efect remanent, necesită o suprafaţă destul de mare şi o foarte bună proiectare iniţială şi apoi o execuţie adecvată pentru ca efectele ei să fie maxime şi să necesite o întreţinere minimă. Costul iniţial poate fi mai ridicat, dar este compensat de utilizarea ulterioară de lungă durată cu o întreţinere minimă. Dacă apa are turbiditate foarte mare, peste 30 NTU se necesită pretratarea ei. De asemenea, temperaturile joase pot afecta eficienţa unităţii de dezinfecţie. Prezenţa biocidelor sau a pesticidelor în apa care trebuie dezinfectată poate modifica sau chiar distruge procesele biologice care stau la baza filtrării lente.
- Dezinfecţia cu ozon este foarte eficientă inclusiv în cazul viruşilor, nu conferă o protecţie remanentă şi este puternic influenţată de turbiditatea apei, este o procedură ce necesită costuri foarte mari atât pentru echipamentele de lucru, cât şi în ceea ce priveşte întreţinerea funcţionării lui şi personalul operator. Consumă mult curent electric. Este unul dintre cei mai eficienţi dezinfectanţi şi necesită un timp de contact scurt pentru ca efectele biocide să apară. Este preferată folosirea lui ca dezinfectant primar datorită absenţei protecţiei reziduale, remanente. Durata medie de viaţă a ozonului în apă este mai mica de 30 minute şi el de asemenea reacţionează cu substanţele organice producând derivaţi cu o masa moleculară mai mică ce sunt mult mai rapid şi mai uşor biodegradabili decât precursorii lor, aceasta ducând la convertirea lor în forme pe care microorganismele ce se găsesc uzual în sistemele de distribuţie le folosesc ca nutrienţi şi, în consecinţă, la o nouă înmulţire a populaţiei microbiene.
- Dioxidul de clor are eficienţă bună ca dezinfectant, generează peste produşi secundari nedoriţi a căror toxicitate nu este încă pe deplin cunoscută, nu generează THM şi alţi produşi foarte toxici precum clorul, nu oferă protecţie reziduală sau remanentă, costurile instalaţiilor, de funcţionare şi cu personalul operator sunt mari, presupune un consum mare de curent electric.
- Minifiltrarea cuprinde microfiltrarea, nanofiltrarea, ultrafiltrarea şi osmoza inversă (aceste categorii sunt date de dimensiunile porilor diferitelor membrane: de la dimensiuni de circa 200 nm până la dimensiuni sub 1 nm; datorită dimensiunilor extrem de mici sunt reţinuţi în proporţie extrem de mare germenii patogeni şi viruşii, alături de celelalte reziduuri din apă) este cea mai eficientă metodă de dezinfecţie, este foarte costisitoare din toate punctele de vedere – al echipamentului, al întreţinerii şi funcţionării şi al personalului operator şi de întreţinere. Turbiditatea şi pH-ul au o mare influenţă asupra procesului şi pot duce la necesitatea pretratării apei ce va fi apoi supusă minifiltrării pentru a nu fi uzate filtrele într-un timp prea scurt, ele fiind foarte costisitoare. Nu necesită chimicale şi nu generează produşi secundari.

În ceea ce priveşte metodele alternative, concluziile trase de specialişti sunt următoarele:

1. Bromul, fiind tot din familia halogenilor, este asemănător cu clorul, operând în acelaşi mod, deşi puterea lui de dezinfecţie este sensibil mai mică decât a clorului. Avantajul major al utilizării lui este că la temperatura camerei el este în stare lichidă (clorul fiind în stare gazoasă) şî este mai uşor de manipulat şi de dozat. Totuşi el este coroziv şi agresiv şi trebuie manipulat cu mare atenţie. Nu poate fi găsit în orice ţară şi în orice oraş la fel de uşor precum clorul şi este mai scump decât acesta. Produce compuşi secundari cancerigeni, lasă un efect de protecţie rezidual.
2. Iodul este cel mai puţin agresiv dintre halogeni, este în stare solidă la temperatura camerei şi are o solubilitate scăzută în apă. Spre deosebire de clor şi de brom, substanţe care în sine nu cauzează mari probleme dacă sunt consumate în concentraţiile în care se află în apa potabilă tratată, dar care cauzează probleme prin compuşii secundari generaţi, iodul cauzează probleme prin însuşi consumul lui. Altfel spus, îngrijorarea specialiştilor, în cazul iodului, nu vine de la produşii lui secundari, cât de la el însuşi ca substanţă chimică. OMS avertizează să nu se folosească iodul în apa potabilă pentru perioade lungi de timp, datorită unor efecte fiziologice observate în scurt timp la fiinţele cu o sensibilitate mai mare ("iodism" ş.a.). Este motivul pentru care această metodă se recomandă mai mult pentru situaţiile de urgenţă, când alte metode nu sunt accesibile.
3. Argintul are proprietăţi dezinfectante doar în stare coloidală şi nu prezintă toxicitate în cazul ingerării lui în această formă (cu respectarea dozajului admis pentru apa potabilă). Mecanismul l-am explicat anterior. Nu produce compuşi secundari, are un efect de protecţie remanent, nu modifică gustul, mirosul, culoarea apei. Costurile echipamentului, de întreţinere şi cu personalul sunt considerate intermediare, dar mai mari de circa 200-300 de ori faţa de clorinare. Metodologia de utilizare este relativ simplă şi uşor de implementat în zonele rurale sau pentru uz casnic. Dezavantajele sunt considerate a fi dificultatea dozării lui în apa supusă dezinfecţiei şi costurile de producţie mari (atât pentru metoda electrolitică, în care electrozii se consumă destul de repede, cât şi pentru cea de adăugarea de doze bine stabilite în rezervoarele de apă). Dezinfecţia cu argint coloidal a fost estimată ca fiind de 200-300 de ori mai scumpă decât clorinarea.

Dezinfecţia apei cu argint coloidal

După o privire asupra analizei comparative a metodelor de dezinfecţie, o concluzie cel puţin interesantă, ca să nu spunem uimitoare, se desprinde: dintre toate metodele de dezinfecţie, singura metodă care prezintă un efect remanent şi care nu generează compuşi secundari toxici este cea cu argint coloidal.

De aceea am considerat că merită analizată mult mai în profunzime această metodă, pentru a găsi soluţii în direcţia înlăturării dezavantajelor ei semnalate în evaluările anterioare ale specialiştilor şi pentru a folosi la maxim întregul ei potenţial. Avem în vedere aceasta atât în ceea ce priveşte utilizarea argintului coloidal ca dezinfectant unic, cât şi printr-o metodă sinergică.

Trei metode sunt folosite pentru dezinfecţia cu argint. Prima, metoda „de contact" presupune trecerea apei prin dispozitive saturate cu argint, cum ar fi rezervoare cu pereţi şi ecrane despărţitoare acoperite cu o vopsea specială ce conţine argint. A doua metodă constă în dozarea de soluţii de argint coloidal de concentraţie mică într-un mod asemănator cu dozarea soluţiilor cu clor, cu o aparatură similară. A treia metodă este cea electrolitică şi, până în prezent este considerată ca fiind cea mai practică. Mai mulţi electrozi de argint sunt conectaţi la polul pozitiv (anod) al unei surse de curent de putere mică. Un electrod inert este folosit drept pol negativ (catod), aici fiind produs hidrogen şi eliberat în mediul înconjurător. Prin electroliză, din electrozi sunt eliberaţi în fluxul de apă care trebuie tratată ioni de argint proporţional cu mărimea curentului de alimentare. Variind curentul se poate modifica, prin urmare doza de ioni de argint infuzată în fluxul de apă. Din punctul de vedere al dozării, prima şi a treia metodă sunt imprecise şi este practic imposibil să fie monitorizată. A doua metodă poate apela la aparatură pentru dozare precum în cazul clorinării (care

nu este foarte scumpă), dar, aşa cum spuneam, costul soluţiei de argint coloidal este considerat foarte mare, în special în comparaţie cu costul unor cantităţi de soluţii cu clor ce dau un efect bactericid echivalent.

Din observaţiile asupra propriilor noastre experimente şi din literatura de specialitate mai recentă, am constatat că aceste evaluări, care sunt anterioare anului 2003, sunt deficitare şi incomplete. Subliniem că:

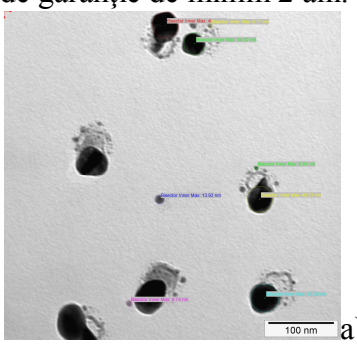
- eficienţa argintului ca dezinfectant este mult mai mare decât cea estimată în studiile anterioare anului 2003 dacă este folosită o soluţie de argint coloidal de foarte bună calitate. Cele 3 metode mai sus prezentate şi folosite anterior anului 2003 arată că modul de obţinere a argintului coloidal este încă unul rudimentar şi deci calitatea soluţiei coloidale este redusă.
- mărind eficienţa de dezinfecţie a soluţiei de argint coloidal putem folosi cantităţi mai mici pentru a obţine acelaşi efect şi deci reducem costurile.

Acestea sunt cele 2 direcţii în care ne-am orientat cercetările, pentru a revaloriza această metodă de dezinfecţie. Vă prezentăm concluziile la care am ajuns pe bază experimentală şi teoretică.

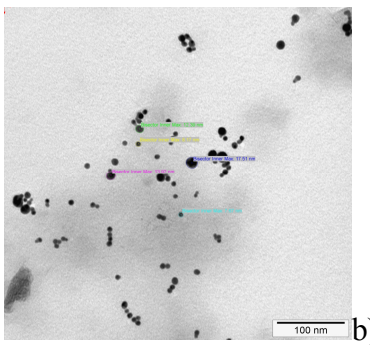
Pentru o dozare precisă este de preferat metoda 2, în care soluţia de argint coloidal se prepară separat sau se cumpără gata preparată şi se adaugă o cantitate precisă într-un rezervor de dezinfecţie a apei la un volum fixat de apă. Concentraţia recomandată de OMS pentru un efect germicid puternic trebuie să fie în intervalul 25 - 75 µg/l sau, altfel spus 0.025 – 0.075 mg/l. Tot OMS a stabilit în urma studiilor că, în cazul fiinţei umane, NOAEL (no-observed-adverse-effects-level sau, altfel spus, nivelul la care nu sunt observate reacţii adverse) pentru argint este de 10 g cantitate totală de argint ingerată pe parcursul întregii vieţi (este o valoare de siguranţă, căci studiile dr. Roger Altman au arătat că argintul este eliminat din organism în maxim o lună de zile de la încheierea unei cure chiar cu un dozaj zilnic mai mare, iar acest timp poate fi substanţial redus dacă se consumă zilnic câţiva litri de apă). Aceasta face ca doza prescrisă pentru dezinfecţie să nu ducă la depăşirea NOAEL, şi aceasta chiar şi la un dozaj de 0.1 mg/l în situaţii extreme.

După un anumit timp minim necesar dezinfecţiei, apa poate fi transferată în rezervorul destinat uzului curent. Metoda este mai sigură decât dezinfecţia în flux continuu.

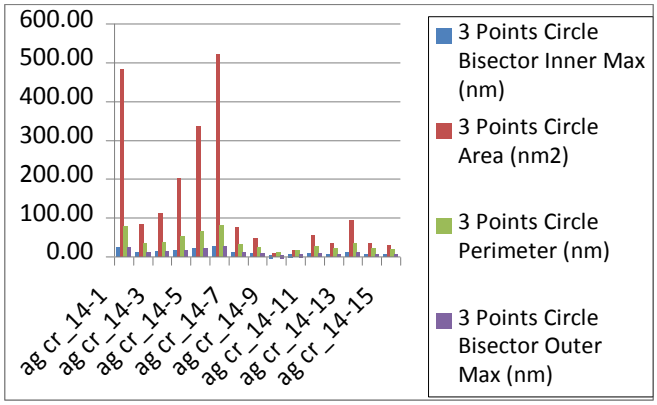
Am urmărit să punem la punct unităţi de producţie a unui argint coloidal de calitate (concentraţii mari, particule mici, de dimensiuni nanometrice şi formă regulată, sferică) şi în cantităţi mari într-o singură tranşă. Cu dispozitivele pentru metoda electrolitică lentă, la tensiuni şi curenţi mici, proiectate de noi (sursa de alimentare de curent constant, vasul de reacţie **(Fig. 2*)*** cu sistem de omogenizare permanentă a soluţiei, suportul pentru electrozi din PTFE (teflon – pentru ca este inert din punct de vedere chimic)) şi folosind apă ultrapură obţinută prin minifiltrare şi 6 electrozi de argint de puritate 99,99%, am obţinut încă de la prima tranşă aproximativ 40 l soluţie de argint coloidal de concentraţie 20 ppm (20 mg/l) cu o distribuţie după dimensiuni a particulelor conform **Fig. 3**, soluţie stabilă şi cu termen de garanţie de minim 2 ani.



a)



b)



c)

Fig. 2 Vasul de reacţie pentru argintul coloidal

Fig. 3 Dimensiunile măsurate ale particulelor de argint coloidal

CONCLUZII

Îmbunătăţirile aduse dispozitivului elimină necesitatea de a spăla electrozii de mai multe ori pe parcursul unei tranşe, astfel că în aproximativ 20 de ore este atinsă concentraţia dorită cu respectarea strictă a condiţiilor de puritate şi stabilitate. Practic, într-o tranşă se obţin 40 l soluţie de concentraţie 20 ppm, adică un total de 800 mg de argint în stare coloidală în 40 l de soluţie. Pentru un dozaj maxim de 0.05 mg/l cerut pentru dezinfecţie, cu această cantitate de argint coloidal obţinută pot fi dezinfectaţi 16.000 l de apă, adică necesarul pentru o zi pentru 160 de oameni, luând în calcul un necesar de 100 l/zi pentru o persoană.

Metodele de structurare non-chimică a soluţiei de argint coloidal pe care le aplicăm produsului final au drept scop creşterea puterii de dezinfecţie (prin urmare, aceeaşi cantitate de argint coloidal poate dezinfecta o cantitate mai mare de apă), a stabilităţii soluţiei şi a termenului de garanţie. Această parte a eforturilor noastre este încă în stadiul de cercetare.

NOTE

(9) Argintul Coloidal este dovedit ca fiind deosebit de eficient în cazul problemelor intestinale. Dr. Henry Crooks a descoperit că argintul în stare coloidală este foarte germicidal, destul de inofensiv pentru oameni şi absolut netoxic. Diferit faţă de un compus chimic, argintul, în formă coloidală, poate fi aplicat într-o formă mult mai concentrată, cu rezultate corespunzător mult mai bune. Toate ciupercile, viruşii, streptococii, stafilococii, şi alte microorganisme patogene sunt distruse în trei sau patru minute.De fapt nu există microbi cunoscuţi care să nu fie distruşi de argintul coloidal în 6 minute sau mai puţin, de o concentraţie de 5 ppm, deşi nu există nici un fel de efecte secundare la concentraţiile mari ("Use of Colloids in Health and Disease," quoted in "Report: Colloidal Silver," Health Consciousness, Vol.15, No.4).

(11) Ca şi antibiotic, argintul omoară peste 650 de organisme provocatoare de boli: tulpinile rezistente încetează să se mai dezvolte. Argintul este cel mai bun luptător împotriva germenilor pe care îl avem. Doctorii spun că, luat intern, acesta are efect împotriva sifilisului, holerei, malariei, diabetului şi arsurilor puternice (Bio/Tech News, 1995).

BIBLIOGRAFIE

1. David A. R., Ron W. L. - *Brigham-Young University Report on Colloidal Silver*, Microbiology Department, Brigham Young University, SUA (1999);
2. Hongbao M., Horng D. N., Cherng S. - *Colloidal Silver*, Journal of American Science, 3(3), (2007);
3. Garnett M. C., Kallinteri P. - *Nanomedicines and nanotoxicology: some physiological principles,* Occupational Medicine, 56:307–311, (2006);
4. Mikihiro Y., Keita H., Jun K. - *Bactericidal Actions of a Silver Ion Solution on Escherichia coli - Studied by Energy-Filtering Transmission Electron Microscopy and Proteomic Analysis,* Applied and Environmental Microbiology, SUA, http://aem.asm.org/content/71/11/7589.full, (2005);
5. Stephen L. Q. - *The Renaissance of Silver in Human Health,* The 3rd International Silver Conference Changsha, China, http://www.natural-immunogenics.com/chinatrans.html (2004);
6. Roger A. - *Colloidal silver: where does it go when you drink it ? How long does it stay there ?,* http://careman.wordpress.com/2011/01/23/colloidal-silver-where-does-it-go-when-you-drink-it-how-long-does-it-stay-there/ (2011);
7. Bragg P. D., D. J. Rainnie - *The effect of silver ions on the respiratory chains of Escherichia coli,* Can. J. Microbiol. 20:883, http://www.thesilveredge.com/pdf/The-Effect-of-Silver-Ions.pdf , (1974);
8. Matsumura Y., Yoshikata K., Kunisaki S., Tsuchido T. - *Mode of bactericidal action of silver zeolite and its comparison with that of silver nitrate*, Appl. Environ. Microbiol. 69:4278–4281, (2003);
9. Alt V., Bechert T., Steinrucke P., Wagener M., Seidel P., Dingeldein E., Scheddin D., Domann E., Schnettler R. - *Nanoparticulate silver. A new antimicrobial substance for bone cement.* Orthopade, 33(8):885-92, (2004);
10.Tobin E. J., Bambauer R. - *Silver coating of dialysis catheters to reduce bacterial colonization and infection,* Ther Apher Dial, 7(6):504-9, (2003);
11.van Hasselt P., Gashe B.A., Ahmad J. - *Colloidal silver as an antimicrobial agent: fact or fiction?,* J Wound Care,13(4):154-5, (2004);
12.Xiaorong Z. - *In the Final Report For Ag+ Concentration of Argentyn 23*, (2003);
13.Thurman R.B., Gerba C.P. - *The Molecular Mechanisms of Copper and Silver Ion Disinfection of Bacteria and Viruses*, CRC Critical Reviews in Environmental Control, 18(4):302, (1989);
14.Feng Q.L. - *A Mechanistic Study of the Antibacterial effect of Silver Ions on Escherichia coli and Staphylococcus aureus*, J Biomed Mater Res, 52:662, (2000);
15.Berger T.J., Spadaro J.A., Chapin S.E., Becker R.O. - *Electrically Generated Silver Ions: Quantitative Effects on Bacterial and Mammalian Cells*, Antimicrob. Age. Chemother., 9:357-358, (1976);
16.Robert O. B. - *Effects of Electrically Generated Silver Ions on Human Cells and Wound Healing*, Electro- and MagnetoBiology, 19 (1), 1-19, (2000);
17.Felipe S., Juan P. M. - *Water Disinfection,* World Health Organization, PAHO/CEPIS/PUB/03.89, (2003);
18.Alfred B. Searle - *The Use of Colloids in Health and Disease,* CONSTABLE & COMPANY LTD, London, 1920;
19.Byron R., Dennis E., Abelson J. - *Methods in Enzymology: Lipases, Part B: Enzyme Characterization and Utilization*, Academic Press, vol. 286, 1997, p. 103-108, (1997);
20.*** - *Silver in Drinking-water,* World Health Organization, Geneva, 1996;
21.*** - *Cuprul ca instrument biocid,* http://www.egipromed.ro/cuprul-ca-instrument-biocid.php;
22.http://www.argint-coloidal.ro/produs/argint-coloidal/1/;
23.http://www.argintcoloidal.com/.

Secţiunea:

Postere

Operation effieciency monitoring of the wastewater treatment process from Satu Mare Wastewater Plant

Dippong T., SC. Apaserv Satu Mare SA

Abstract
This paper aims to monitor the treatment efficiency of wastewater treatment from Satu Mare treatment plant, by seeking to improve physico-chemical parameters after the mechanical stage and discharge into the environment, compared to the influent loads. Are presented aspects regarding specific production of biogas, namely the production of electricity specific from the cogeneration system, production and degree of dryness of the sludge from the treatment plant. In the paper are presented techno-economic aspects related to operating costs, maintenance, salaries and aspects regarding the operating efficiency of the treatment plant in Satu Mare. In the last part of the paper are presented the prospects for improving physical and chemical parameters of effluent which is discharged into the Somes river, by removing nutrients (N and P reduction) and how to increase the degree of drying of the sludge due to station modernization work at the waste treatment plant from the post medium program "Extension and rehabilitation of water and wastewater infrastructure in Satu Mare county."

Keywords
Biogas, effluent, electricity, influent monitoring, treatment.

INTRODUCERE

Conform hotărârii de guvern nr. 352 din 21 aprilie 2005 la anexa nr.1, la articolul 3 aliniatul 1, România a fost declarată zonă sensibilă, şi avînd în vedere prevederile articolului 5 din aceeaşi hotărâre prin care "întregul teritoriu al României este desemnat ca zonă sensibilă în aglomerările umane cu peste 10.000 L.E., trebuie să se asigure colectarea apelor uzate urbane prin sisteme de canalizare şi epurarea lor avansată, la nivel de treaptă terţiară, pentru îndepărtarea azotului şi fosforului, înainte de evacuarea în receptorii naturali", din care cauză se fac demersuri pentru îmbunătăţirea calităţii apelor uzate evacuate din staţiile de epurare în emisar, urmând a se trece de la NTPA-002 (prin care sunt reglementate cerinţele care trebuie satisfăcute de apele uzate evacuate în reţelele de canalizare ale localităţilor şi direct în staţiile de epurare) la NTPA-001 (prin care sunt stabilite limitele de încărcare cu poluanţi ai apelor uzate industriale şi orăşeneşti la evacuare în receptorii naturali).
Poluarea apelor cauzată de aglomerarile umane se datorează în principal ratei reduse a populaţiei racordate la sistemele de colectare şi epurare a apelor uzate, funcţionării necorespunzătoare a staţiilor de epurare existente, managementului necorespunzător al deşeurilor (depozitarea necontrolata a deşeurilor, întâlnită deseori pe malurile râurilor şi a lacurilor), dezvoltării zonelor urbane şi protecţiei insuficiente a resurselor de apă. Deşi realizarea sistemelor de colectare şi epurare a apelor uzate este o activitate care necesită resurse financiare importante, beneficiile se regăsesc atât în calitatea resurselor de apă şi a mediului acvatic, cât şi în creşterea valorii de utilizare a acestei resurse.
In vederea noilor obligaţii asumate de catre România ca Stat Membru al Uniunii Europene, implementarea Directivelor Europene în domeniul apelor, şi în special a celor pentru apă potabilă, apă uzată şi nămoluri, constituie o provocare în ceea ce priveşte realizarea lucrărilor de investiţii necesare pentru infrastructura de apă şi apă uzată, motiv pentru care la Satu Mare există în derulare un proiect de modernizare a infrastructurii staţiei de epurare pentru reducerea nutrientilor din apele uzate.
În cadrul acestei lucrări în prima parte este prezentată succint staţia de epurare Satu Mare din punct de vedere tehnologic, urmând apoi pe parcursul lucrării să se urmărească îmbunătăţirea

parametrilor fizico-chimici la evacuare faţă de intrare respectiv dupa treapta mecanică, ceea ce denotă eficientizarea tehnologiei de tratarea apelor uzate din cadrul staţiei de epurare. În a doua parte a lucrării se prezintă consumurile specifice de biogaz, energie electrică, apă precum şi aspectele tehnico-economici privind costurile de operare, mentenanţă, salariale, precum şi aspecte legate de producţia de biogaz, energie electrică şi energie termică. În ultima parte se prezintă planurile de extindere a treptei biologice din cadrul staţiei de epurare Satu Mare pentru 155.000 locuitori echivalenţi (1 locuitor echivalent reprezintă încărcarea organică biodegradabilă având un consum biochimic de oxigen la 5 zile de 60 g O2/zi locuitorii echivalenţi reprezintă unitatea de măsura pentru poluarea biodegradabilă şi stabileşte dimensiunea poluării provenită de la o aglomerare umană) în concordanţă cu normativele europene şi directivele naţionale privind îndepărtarea nutrienţilor.

Prezentarea tehnologică a staţiei de epurare Satu Mare

Staţia de epurare a apelor uzate din oraşul Satu Mare a fost construită în anii '70 şi s-a dezvoltat treptat în mai multe etape, iniţial cuprindea doar treaptă de tratare mecanică cu o capacitate de 175 l/s, împreună cu unităţile de deznisipare şi separare a grăsimilor şi două bazine de decantare primară, două fermentatoare de nămol şi un rezervor de gaz.

Capacitatea de tratare mecanică a fost extinsă la 400 l/s prin adăugarea a două bazine de decantare primară în 1986. În acelaşi timp, a fost realizată prima treaptă de tratare biologică cu o capacitate de 200 l/s constituită din două bazine de aerare, două bazine de decantare secundară şi 2 fermentatoare de nămol. În aceeaşi perioadă a fost construită de asemenea o conductă de supratraversare a râului pentru transportul apei uzate colectate din cartierele situate pe malul stâng al Someşului către SEAU.

Capacitatea mecanică şi biologică de tratare de 900 l/s a fost atinsă în 1987-89, când un bazin suplimentar de aerare şi un alt bazin de decantare secundară au fost construite. A fost finalizată în acelaşi timp tratarea nămolului, fiind construite două îngroşătoare de nămol, două fermentatoare noi şi încă un rezervor de gaz. Zona paturilor de uscare a nămolului fermentat a fost extinsă în mod constant, proporţional cu capacitatea.Lucrările au fost reabilitate semnificativ în ultimii ani în cadrul unui contract finanţat parţial printr-o măsura ISPA, lucrările reabilitate au fost repuse în funcţiune în anul 2009 (Figura 1)

Fig. 1 Vedere de ansamblu statia de epurare Satu Mare.

Tratarea apelor pluviale se realizează prin intermediul următoarelor utilaje: două grătare mecanice liniare 50 mm şi o staţie de pompare apă pluvială cu pompe submersibile(formate din 5 pompe ABS de capacitate 2.520 m^3/h, o pompă drenaj de capacitate 50m^3/h).

Tratarea preliminară a apelor uzate se realizează prin intermediul grătarelor rare (60 mm) şi a grătarelor dese (10 mm), prevăzute cu presă deşeuri şi transport spirală, staţie de pompare (formate din 4 pompe ABS de capacitate 612 m^3/h, două pompe ABS de capacitate 1.440 m^3/h, o pompă drenaj de capacitate 50m^3/h), deznisipator cu două camere (volum total 100m^3)într-o singură structură cu sistem de raclare pentru îndepărtarea nisipului, cu clasificator de nisip echipat cu un dispozitiv de măsurare Endress Hauser Doopler pentru influentul pompat din staţia de pompare ape uzate. Există deosemenea douăunităţi de separare a grăsimilor într-o singură structură (volum total

404 m^3), cu sistem de aerare pentru îndepărtarea grăsimilor prin deversare, fără pod raclor echipate cu două suflante pentru aerarea separatoarelor de grăsimi, respectiv un cămin pentru colectarea grăsimilor/uleiurilor deversate din separatorul de grăsimi.
Tratare primară a apelor uzate se realizează în patru bazine radiale de decantare primară (volum total 5.204 m^3), fiecare fiind echipat cu sistem de raclare pentru îndepărtarea nămolului şi spumei, echipate cu două opritoare de spumă/plutitoare parţial scufundate, două cămine de colectoare pentru spumă, respectiv patru pompe de spumă la puţul colector, două pompe de nămol primar şi un măcerător pentru nămolul primar.
Tratare secundară a apelor uzate se realizează încele trei bazinede nămol activ fiecare împărţit în două secţiuni aerate (volum total 9.144 m^3) prevăzute cu amestecătoare submersibile şi cu sistem de aerare pneumatic (format din 5 suflante), respectiv din 3 bazine radiale de decantare secundară (volum total 12.301 m^3) fiecare fiind echipat cu sistem de absorbţie a nămolului pentru înlăturarea nămolului, praguri deversoare canelate completate cu opritoare de spumă (parţial scufundate pentru stoparea şi reţinerea plutitoarelor) şi staţie de pompare nămol recirculat (3 pompe ABS de capacitate 1620 m^3/h) / nămol în exces (două pompe ABS de capacitate 65 m^3/h). Dezinfecţia apelor uzate epurate se realizează printr-un sistem de dezinfecţie cu ultraviolete.
Tratarea nămolului este compusă din bazinul tampon pentru stocarea nămolului primar şi nămolului activ în exces (echipat cu un mixer ABS şi 5 pompe pentru nămol amestect), patru fermentatoare mezofile (4.980 m^3),echipate cu patru amestecătoare şi pompe de recirculare a nămolului, respectiv cu patru schimbătoare de căldură pentru a pastra temperatura de 35-37^oC necesare fermentării mezofile (pentru a pastra această temperatură se foloseste energia termică produsa de sistemul de cogenerare sau boilerul din dotare). Nămolul fermentat este stocat într-un bazin tampon (de capacitate 396 m^3) echipat cu un mixer şi două pompe. Deshidratarea nămolului se realizează cu ajutorul unei centrifuge de deshidratare, îngroşarea nămolului activ în exces cu o centrifugă de îngroşare, două unităţi de preparare a polielectrolitului dotate cu cate două pompe de polielectrolit pentru îngroşarea şi deshidratarea nămolului. Stocarea nămolului fermentat se efectuează într-o zonă de stocare pavată şi acoperită, pentru depozitarea temporară a nămolului deshidratat şi pe paturile de uscare a nămolului.
Biogazulformat este stocată într-un rezervor de gaz gonflabil TECON pentru înmagazinarea biogazului, care apoi este folosită pentru producerea energiei electrice şi a energiei termice într-un sistem de cogenerare, iar o parte este incinerată cu ajutorul unei făclii.
Laboratorul de analize fizico-chimice şi microbiologice este dotat cu aparatură performată si ustensile de laborator pentru diverse determinări: pH, conductivitate, suspensii totale, CCOCr, CBO_5, amoniu, azot total, fosfor total, extractibile, rezidiuu fix, detergenţi.
Staţia de epurare Satu Mare, cu o capacitate de proiectare de 155.000 L.E. (60g CBO_5/L.E.*zi), tratează apa uzată orăşenească (apa menajeră, apa industrială şi meteorică din oraşul Satu Mare) şi zonele învecinate racordate, având debitul mediu uscat de 1.328 m^3/h.

Eficientizarea staţiei de epurare prin monitorizarea îmbunătăţirii parametrilor fizico-chimici

Cerinţele impuse pentru evacuarea apei în emisar au devenit din ce în ce mai stricte, pe măsură ce preocuparea legată de protecţia mediului s-a accentuat foarte mult. Cerinţele tot mai stricte cât şi complexitatea crescută a proceselor implicate în etapele de tratare a apelor uzate presupun nevoia cunoaşterii cât mai amănunţite a proceselor în tratarea apelor uzate cât şi îmbunătăţirea controlului acestor procese. Până în prezent, monitorizarea epurării apelor uzate s-a concentrat mai ales asupra reducerii câtorva parametri importanţi (CBO5, CCOCr, amoniu, extractibile şi suspensii solide) din efluent faţă de influent, asupra cărora reglementările sunt impuse de guverne sau alte autorităţi. Pe măsură ce numărul parametrilor supuşi reglementărilor creşte (azot total, fosfor total, sulfuri, cianuri, etc) şi normele legale devin din ce în ce mai rigide, crescând mult cererile referitoare la desfăşurarea proceselor, făcând necesară echiparea staţiilor de epurare cu sisteme de măsurare

pentru colectarea unei game cât mai largi de parametrii. În staţii mari de epurare cum este ceea din Satu Mare, sistemul de colectare a datelor poate include sute sau chiar mii de entităţi măsurate. Măsurătorile sunt utilizate pentru monitorizarea procesului şi a calităţii rezultatului acestui proces.

Este nevoie de o monitorizare continuă a parametrilor datorită condiţiilor variabile de operare, proces şi calitate cauzate de poluatorii economici, pentru asigurarea operării eficiente şi sigure. Nu este suficient recoltarea probelor momentane, dar nici măcar a valorilor medii zilnice pentru detectarea din timp sau avertizarea asupra posibilelor deviaţii sau condiţii anormale, fiind necesară aparatură tehnică ce este capabilă să prelucreze cantităţi mari de date, on-line şi sa monitorizeze procesele de epurare 24 de ore din 24. În staţia de epurare din Satu Mare momentan sunt monitorizaţi continuu 24 ore din 24, ph-ul la intrare şi ieşire din staţie, precum şi debitul de apă intrată şi ieşită, urmând să fie monitorizaţi şi alţi parametrii în urma procesului de extindere cu treaptă terţiară (conductivitate, fosfor total si azot total).

Apa uzată deversată în reţeaua de canalizare orăşenească şi ajunsă în staţia de epurare este supusă unor analize efectuate în Laboratorul de analiză a apelor uzate din cadrul SC. Apaserv Satu Mare SA. Controlul calităţii apelor uzate este impus prin autorizaţiile de gospodărire a apelor, de către Administraţia Naţională "Apele Române". Indicatorii fizico-chimici analizaţi sunt cei înscrişi în actele de reglementare emise potrivit legii în ordinea emiterii acestora: autorizaţie de mediu, autorizaţie de gospodărire a apelor, contracte încheiate între SC Apaserv Satu Mare SA şi Administraţia Naţională a Apelor Române (A.N.A.R.).

În cele ce urmează se prezintăo medie a parametrilor fizico-chimicidin anii 90 şi până în ziua de azi, realizate de laboratorul de analiză din cadrul statiei de epurare Satu Mare.

În anii `90 şi 2000 încărcările efluentului au fost destul de mari, pentru parametrii studiaţi. În tabelul 1 sunt prevăzute valorile medii anuale ale încărcărilor influentului şi efluentului pentru CCOCr, CBO5, amoniu, extractibile şi suspensii solide pentru anii 1990, 1995, 2000, 2005

Tabel 1. Valorile medii anuale ale parametrilor influentului/efluentului

Param / Anul	CBO5 [mg/L]		CCOCr [mg/L]		Amoniu [mg/L]		Extractibile [mg/L]		Suspensii solide [mg/L]	
	Intrare	Ieşire	Intrare	Ieşire	Intrare	Ieşire	Intrare	Ieşire	Intrare	Ieşire
1990	81	32	134,5	75	10	7	10	4	90	50
1995	90	30	115	65	13	7	10	16	115	50
2000	80	31	160	70	18	10	11	10	130	75
2005	90	45	150	60	35	30	19	11	130	60

În tabelul 2 sunt prezentate valorile medii lunare pe 2010 a parametrilor fizico-chimici discutaţi anterior (CCOCr, CBO5, amoniu şi extractibile) a încărcărilor influentului staţiei de epurare (1), a influentului treptei biologice (2) şi a efluentului staţiei de epurare(3), toate incadrându-se în limitele legale admisibile şi fiind sub cele din anii `90 şi 2000.

Tabel 2. Valorile medii lunare a parametrilor fizico-chimici pe 2010 a încărcărilor influentului staţiei de epurare (1), a influentului treptei biologice (2) şi a efluentului staţiei de epurare (3)

MEDIA / LUNA	CCOCr[mg/L]			CBO_5 [mg/L]			Amoniu[mg/L]			Suspensii totale		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Ianuarie	339	256	66	183	-	8	24	26	23	170	176	20
Februarie	347	305	69	202	-	16	25	27	27	195	235	22
Martie	364	321	51	216	-	14	29	30	28	191	204	16
Aprilie	380	304	51	214	-	15	25	27	26	192	203	15
Mai	396	300	61	227	-	13	25	27	23	204	181	17
Iunie	266	289	43	170	-	10	22	26	17	152	202	14
Iulie	265	318	44	142	-	9	21	25	16	137	215	15
August	280	309	84	155	-	12	24	27	21	137	199	13
Septembrie	321	337	50	145	-	15	26	31	7	153	163	11
Octombrie	361	316	53	192	-	12	35	36	13	167	138	17
Noiembrie	256	261	57	145	-	13	28	33	6,6	128	135	20
Decembrie	142	137	41	60	-	10	17	17	1,6	83	89	15
ANUAL	**310**	**288**	**56**	**171**	**-**	**12**	**25**	**28**	**17**	**159**	**178**	**16**

În tabelul 3 sunt prezentate restul parametrilor fizico-chimici care se urmăresc în cadrul laboratorului de analize şi care sunt cerute în autorizaţia de gospodărire a apelor uzate în cazul influentului şi efluentului.

Tabel 3. Valorile medii lunare pe 2011 a parametrilor fizico-chimici a încărcărilor influentului şi a efluentului staţiei de epurare

MEDIA / LUNA	pH		Azot total [mg/L]		Fosfor total [mg/L]		Extractibile [mg/L]		Rezidiuu [mg/L]		Detergenţi [mg/L]		Sulfuri, H_2S [mg/L]	
	influent	efluent	influent	efluent	influent	efluent	influent	efluent	influent	efluent	influent	efluent	influent	efluent
Ianuarie	7,46	7,40	46,6	40,2	5.7	4,2	14,4	3,3	778	440	3,15	3,33	-	-
Februarie	7,37	7,42	45,4	38,2	5,7	4,2	11,2	5,6	766	649	3,05	0,33	-	-
Martie	7,54	7,53	43,5	28,3	6,2	4,0	11,8	4,2	694	536	3,27	2,92	-	-
Aprilie	7,55	7,54	42,7	32,0	4,5	2,3	11,0	3,5	718	487	3,07	0,78	-	4,00
Mai	7,57	7,56	-	41,1	4,5	2,1	10,2	4,2	750	550	2,95	1,21	-	3,03
Iunie	7,52	7,58	46,3	32,2	4,9	2,6	11,4	5,7	734	520	3,59	1,95	-	2,30
Iulie	7,23	7,57	39,8	14,5	6,0	2,8	11,9	4,6	808	502	2,14	0,18	4,44	2,52
August	7,20	7,66	29,8	28,6	5,2	3,9	12,6	3,9	604	504	4,13	2,39	3,26	2,58
Septembrie	7,29	7,35	36,4	22,0	4,4	3,5	10,0	3,9	606	461	2,82	0,16	5,31	4,45

Octombrie	7,57	7,54	-	40,2	4,7	2,8	12,5	3,5	642	472	2,83	0,85	2,51	1,48
Noiembrie	7,26	7,16	-	38,2	4,6	3,8	11,0	4,2	722	525	2,44	3,33	1,81	-
Decembrie	7,66	7,40	-	28,3	5,1	2,8	5,7	2,2	696	581	6,67	0,33	2,45	-
ANUAL	**7,43**	**7,42**	**41,3**	**32,0**	**5,1**	**3,2**	**14,4**	**4,1**	**778**	**519**	**3,15**	**2,92**	**-**	**-**

Se observă o scădere semnificativăa încărcărilor din efluent faţă de influent, mai ales la valorile din 2010, ceea ce înseamnă o creştere a eficienţei de epurare, precum şi reducerea concentraţiilor de poluanţi.
Momentan staţia de epurare funcţionează după normativul NTPA-002, valorile sus menţionate se incradrează în limitele legale admisibile, urmând ca după lucrările de extindere a treptei biologice a staţiei de epurare cu treapta terţiară (eliminarea nutrienţilor), se va reduce considerabil conţinutul de fosfor şi azot, pentru a se incadra în limitele normativului NTPA-001 corespunzătoare oraşelor cu peste 150.000 locuitori echivalenţi, imbunătăţindu-se eficienţa procesului de epurare.

Monitorizarea substanţelor nocive din apele uzate industriale
Epurarea fiind îngreunată în cazul în care în reţeaua de canalizare întră şi apă uzată industrială cum se întâmplă în staţia de epurare Satu Mare. Tratarea în comun a apei uzate menajeră cu ceea industrială poate fi incompatibilă, deoarece industria evacuează o serie de substanţe care inhibă procesele de epurare, caz în care este nevoie de o monitorizare a profilului fiecărui agent economic şi identificarea substanţelor care pot inhiba şi deregla procesul de epurare. Apoi se propun recomandări în privinţa separării acestor substanţe nocive înainte de a ajunge la colectorul comun şi asupra posibilităţilor de epurare separată a acestor tipuri de ape uzate industriale, ajungându-se astfel, câteodată, la necesitatea construirii de staţii de preepurare adaptate naturii poluantului, de către agenţii economici înainte de a deversa apele uzate încărcate cu poluant în reţeaua de canalizare.
Îndepărtarea sau reducerea substanţelor nocive prezente în procesul tehnologic industrial, care pot inhiba procesele de epurare sau degrada reţeaua de canalizare (nămolul obţinut din staţia de epurare fiind încărcată cu aceste substante nocive, devenind inutilizabile în agricultură) se poate face printr-o bună monitorizare şi o întreţinere atentă a instalaţiilor industriale paralel cu valorificarea unor substanţe nocive; înlocuirea proceselor şi echipamentelor vechi cu unele noi şi mai eficiente; recircularea unor substanţe nocive care iau parte la procesul tehnologic industrial; îmbunătăţirea şi buna monitorizare şi gospodărire a procesului tehnologic.
O dată cu apele uzate industriale sunt evacuate în emisar (râul Somes) numeroase substanţe nocive, cu caracteristici foarte variate, care pot conduce la murdărirea receptorului, făcându-l totodată inapt altor folosinţe. Se doreşte eliminarea acestui inconvenient prin monitorizarea atentă a parametrilor fizico-chimici în laboratorul staţiei de epurare.
Substanţele nocive ajunse în staţie de epurare pot sa fie:
-**substanţe organice**care consumă oxigenul din apă, provocând distrugerea fondului piscicol şi, în general, a tuturor organismelor acvatice.
- **substanţe în suspensie** care se depun formează acumulări pe fundul receptorului, împiedicând navigaţia, îngreunează tratarea apei, generează consumul de oxigen din apă. Substanţele în suspensie plutitoare (ţiţeiul, produsele petroliere, uleiurile) care formează uneori o peliculă compactă la suprafaţa apei, dând apei gust şi miros neplăcut, împiedică absorbţia de oxigen de la suprafaţa apei.
- acizii sau substanţele alcaline conduc la distrugerea faunei şi florei acvatice, la degradarea construcţiilor hidrotehnice de pe receptor, a vaselor şi a instalaţiilor necesare navigaţiei.

- sărurile anorganice prezente în multe ape industriale conduc la mărirea salinităţii apei emisarului, iar în unele dintre ele pot provoca creşterea durităţii. **Clorurile**, peste anumite limite, fac apa improprie pentru alimentări cu apă potabilă şi industrială, pentru irigaţii. **Compuşii fierului** produc neplăceri în secţiile de albire din fabricile de hârtie şi textile. **Metalele grele** (Pb, Cu, Zn, Cr etc), evacuate o dată cu apele uzate, au acţiune toxică asupra organismelor acvatice, inhibând în acelaşi timp şi procesele de autoepurare. **Sărurile de azot şi fosfor** produc dezvoltarea rapidă a algelor la suprafaţa apei.
- substanţele toxice organice sau anorganice, pot distruge în scurt timp fauna şi flora emisarului. Multe dintre aceste substanţe nu pot fi reţinute de instalaţiile de tratare a apei şi o parte din ele, reţinute de sistemul digestiv uman, pot produce îmbolnăviri.
-apele calde, evacuate de unele industrii, împiedică dezvoltarea normală a faunei piscicole (deoarece apa caldă rămâne deasupra, iar peştii se retrag pe fundul emisarului, dezvoltându-se necorespunzător).
-bacteriile provenite din abatoare, industrii de prelucrare a unor produse vegetale sunt patogene şi produc infectarea puternică a receptorului, făcându-l de neutilizat, contribuind la mineralizarea substanţelor organice în emisar.

Productivitatea staţiei de epurare din Satu Mare
Reţeaua de canalizare are o lungime de 196.3 km, fiind prevăzută cu 12 staţii de pompareşi deserveşte 95% din populaţia oraşului Satu Mare. Din totalul apei uzate colectată pe 2010 de 7.120.826 m^3/an,19,43 % (1.383.576m^3/an) provine din industrie (interprinderi, SRL), 56,90% (4.051.750 m^3/an) provine de la populaţie, 23,67%(1.685.500 m^3/an) provine din prestări servicii (comerţ, instituţii). În staţia de epurare din Satu Mare se tratează anual 8.963.362 m^3/an apă uzată, diferenţa de 1.842.536 m^3/an, faţă de apa colectatăse datorează apelor pluviale. Apa uzată produsă pe cap de locuitor fiind de 208 l/om/zi.
La o încărcare hidraulică medie zilnică pe timp de vară de 37584 m^3/zi (30067 m^3/zi pe timp de iarnă), staţia de epurare produce zilnic 774 m^3 de biogaz, producându-se o energie termică zilnică de 3,34 MWh/zi (1,22 GWh/an), care acoperă 100% din capacitatea staţiei de epurare (folosită pentru încălzirea fermentatoarelor şi a clădirii administrative), respectiv producându-se o energie electrică zilnică din energii regenerabile prin sistemul de cogenerare de 0,74MWh/zi (270 MWh/an), care acoperă 11 % din necesarul energie electrică (2480 MWh/an) a staţiei de epurare (procentul relativ mic se datorează nefuncţionării 100% a generatorului dealungul anului 2010).
Producţia de nămol a staţiei de epurare este de 4938 t/an, cu conţinut de substanţă uscată de aproximativ 25%. Momentan nămolul se depozitează pe paturile de uscare din cadrul staţiei de epurare, iar o parte este folosită pentru acoperirea gropilor ecologice.
Costurile materiale, costurile salariale şi costurile de întreţinere a staţiei de epurare sunt prezentate în tabelul 4:
Tabel 4. Cheltuielile staţiei de epurare pe anul 2010

Cheltuieli anuale de energie	164751 EUR/an
Cheltuieli anuale a consumului de apă potabilă	35987 EUR/an
Cheltuieli anuale a consumului de floculant	23986 EUR/an
Cheltuieli anuale a consumului de gaze naturale	13839 EUR/an
Cheltuieli anuale de combustibil	745 EUR/an
Alte cheltuieli	28305 EUR/an
Total cheltuieli materiale	**267613 EUR/an**
Cheltuieli anual ale salariaţilor din staţie	204905 EUR/an
Cheltuieli anual ale salariaţilor din laborator	51203 EUR/an
Total cheltuieli salariale	**256108 EUR/an**
Cheltuieli anuale de intretinere	**326278 EUR/an**
TOTAL CHELTUIELI STAŢIE DE EPURARE 2010	**850000 EUR/an**

Pe lângă aceste cheltuieli se mai percep taxe de protecţia mediului datorită evacuării unor substanţe în emisar: substanţe consumatoare de oxigen (3744 EUR/an), rezidiuu filtrat (61187 EUR/an), substanţe extractibile (142 EUR/an).

Perspective de modernizare şi extindere a staţiei de epurare din Satu Mare

Extinderea treptei biologice din cadrul Staţiei de Epurare din Satu Mare cu treaptă terţiară pentru îndepărtărtarea nutrienţilor (azot şi fosfor), se va realiza în conformitate cu standardele tratării avansate a efluentului (Directiva 91/271/CEE), in cadrul proiectului: "Extinderea şi reabilitarea infrastructurii de apă şi apă uzată în judeţul Satu Mare", contract sectorial de lucrări:
"Extinderea cu treaptă terţiară a staţiei de epurare a apelor uzate din Satu Mare,,.
Eliminarea azotului în exces se va face biologic, prin nitrificare (transformarea amoniului în azotit şi apoi azotat) urmată de denitrificare, ce transformă azotatul în azot ce se degajă în atmosfera. Înlăturarea biologică a fosforului prin Bio-P, pentru reducerea costurilor de operare, dar se va realiza şi îndepărtarea fosforului prin precipitare chimică. În urma trecerii prin aceste trepte apa trebuie sa aiba o calitate acceptabilă, care să corespundă standardelor pentru ape uzate epurate.
Conţinutul minim de solide uscate din nămol după tratarea nămolului cu var nestins va fi cel puţin 35% DS (SU) pentru a se conforma cu legislaţia românească şi reglementările locale pentru depozitarea nămolului la groapa ecologică

În concluzie se prin această modernizare a staţiei de epurare se doreşte scăderea conţinutului de N (eliminarea ionilor de amoniu,azotat, azotit) şi reducerea conţinutului de fosfor din apa uzată şi creşterea conţinutului de substanţă uscată a nămolului deshidratat la 35% prin uscare cu lapte de var.

CONCLUZII

Îmbunătăţirea calităţii apei uzate prin reducerea încărcărilor poluante, a condus la eficientizarea staţiilor de epurare.
Monitorizarea prin urmărirea parametrilor fizico-chimici din apele uzate industriale pot duce la identificarea substanţelor care pot inhiba şi deregla procesul de epurare.
Rentabilitatea staţiei de epurare este dată de producţia de biogaz (774 m^3/zi) cât şi de producţia de energie termică (1,22 GWh/an) şi energie electrică (270 MWh/an).
Cheltuielile anuale pe 2010 a staţiei de epurare Satu Mare a fost de 850.000 EUR/an.
În cadrul proiectului: "Extinderea şi reabilitarea infrastructurii de apă şi apă uzată în judeţul Satu Mare,, contract sectorial de lucrări: "Extinderea cu treaptă terţiară a staţiei de epurare a apelor uzate din Satu Mare" se va realiza îmbunătăţirea calităţii apelor uzate prin reducerea conţinutului de azot (eliminarea ionilor de amoniu, azotat, azotit) şi fosfor, respectiv creşterea conţinutul minim de solide uscate din nămol la 35% pentru a se conforma cu legislaţia românească şi reglementările locale pentru depozitarea nămolului la groapa ecologică.

Tehnologii de epurare implementate la S.C. RAJA S.A. Constanţa

Fânaru L.*, Pană A.**, Presură A.***
*Secţia Staţii de Epurare, SC RAJA SA, Str. Călăraşi nr. 22-24, 900590, Constanţa, România,
(E-mail: fanaru_lidia@yahoo.com; raja1@rajac.ro)
**Serviciul Protecţia Mediului, SC RAJA SA, Str. Călăraşi, nr. 22-24, 900590, Constanţa, România, (E-mail: panaangela@yahoo.com, raja1@rajac.ro)
*** Director General Adjunct, SC RAJA SA, Str. Călăraşi nr. 22-24, 900590, Constanţa, România,
(E-mail: aurel_presura@yahoo.com; raja1@rajac.ro)

Abstract
Performance evaluation of wastewater treatment is a function of technical, economical, environmental and social dimensions. The aim of this study is to evaluate performance of four WWTP operated by SC RAJA SA Constanta using data collected in the last year and calculated performance indicators. Constanta North, Constanta South, Mangalia and Cernavoda are WWTP that apply primary and secondary treatment; two of this WWTP have nutrient removal step. Performance indicators are related to energy consumption, materials consumption, removal efficiencies, operating costs, monitoring costs and solid waste management. In order to improve process performance, further investments and solutions are proposed.

Keywords
Efficiency, performance indicators, specific consumption.

INTRODUCERE

Operatorul Regional SC RAJA SA Constanţa a fost înfiinţat prin reorganizarea Regiei Autonome Judeţene Apă Constanţa, respectiv prin transformarea acesteia în societate comercială pe acţiuni. Contractul de Delegare a gestiunii serviciului de alimentare cu apă şi de canalizare a fost încheiat în data de 4 Noiembrie 2009, între Asociaţia de Dezvoltare Intercomunitară "Apă – Canal Constanţa", pe de o parte, în numele şi pe seama a 55 de unităţi administrative - teritoriale asociate care au împreună calitatea de Autoritate Delegantă, şi S.C. RAJA S.A., pe de altă parte, în calitate de Operator.
SC RAJA SA asigură la momentul actual servicii de alimentare cu apă în peste 100 localităţi din patru judeţe ale ţării, servicii de canalizare a apelor uzate în 27 localităţi, precum şi epurarea apelor uzate în 11 staţii de epurare (toate în judeţul Constanţa).

Staţii de epurare a apelor uzate

Caracteristicile constructive ale staţiilor de epurare exploatate în prezent de către SC RAJA SA sunt prezentate în Tabelul 1 de mai jos. Din cele 11 staţii de epurare, un număr de patru staţii au o capacitate proiectată de peste 100.000 l.e., respectiv debite cuprinse între 745 şi 3200 l/s, deservind toată zona litoralului, de la Mangalia la Constanţa Nord. Celelalte şapte staţii de epurare sunt amplasate în partea continentală a judeţului Constanţa, patru dintre ele deservesc zone urbane şi au fiecare o capacitate instalată de peste 20.000 l.e. (Medgidia, Poarta Albă, Cernavodă şi Ovidiu), iar celelate trei (Mihail Kogălniceanu, Limanu şi Negru Vodă) deservesc zone rurale cu 5700 -11500 l.e.
Tehnologiile de epurare aplicate sunt la majoritatea staţiilor de tip convenţional mecano-biologic, cu eliminarea nămolului în exces şi uscare pe paturi sau stabilizare anaerobă în metantancuri, deshidratarea şi depozitarea nămolului în depozitul ecologic propriu. Două din cele 11 staţii de epurare, respectiv Cernavodă şi Constanţa Nord, au fost puse în funcţiune în anul 2009 şi aplică o epurare biologică avansată cu reducere de nutrienţi, pentru celelalte staţii fiind deja în derulare sau promovare proiecte de investiţii pentru retehnologizarea acestora.

Tabel 1. Caracteristicile staţiilor de epurare operate de SC RAJA SA Constanţa

Nr crt.	Staţia de epurare	l.e.	Capacit. instalată (l/s)	Program de reabilitare/ modernizare
1.	Constanţa Sud	461.000	3.200	Modernizată prin MUDP II (2001)
2.	Constanţa Nord	255.000	1.920	Modernizată prin I.S.P.A. (2010)
3.	Eforie Sud	125.000	745	Se va reabilita prin POS Mediu
4.	Mangalia	110.000	900	Reabilitată prin LSIF, MUDP II (2002)
5.	S.E. Medgidia	66.500	160	Se va reabilita prin POS Mediu
6.	S.E. Poarta Albă	54.864	188	Se va reabilita prin POS Mediu
7.	S.E. Cernavodă	50.000	260	Staţie de epurare nouă pusă în funcţie în 2009
8.	S.E. Ovidiu	20.005	20	Se va desfiinţa, urmând a fi transformată în S.P. ape uzate (proiect POS Mediu)
9.	S.E. M. Kogălniceanu	11.490	55	Se va reabilita prin POS Mediu
10.	S.E. Limanu	6.686	20	Se va desfiinţa, urmând a fi transformată în S.P. ape uzate (proiect POS Mediu)
11.	S.E. Negru Vodă	5.732	15	Se va reabilita prin programe următoare

Investiţii în cadrul Programului Operaţional Sectorial de Mediu

Programul Operaţional Sectorial de Mediu (POS Mediu) 2007-2013 este unul dintre cele mai importante programe operaţionale din punct de vedere al alocării financiare şi reprezintă cea mai importantă sursă de finanţare pentru sectorul de mediu. Obiectivul global al acestui program operaţional constă în îmbunătăţirea standardelor de viaţă ale populaţiei şi a standardelor de mediu, contribuind totodată substanţial la realizarea angajamentelor asumate de România prin Tratatul de Aderare la Uniunea Europeană, precum şi la respectarea legislaţiei de mediu.

Proiectul major "Reabilitarea şi modernizarea sistemului de alimentare cu apă şi canalizare pentru regiunea Constanţa şi Ialomiţa" urmăreşte dispoziţiile Programului Operaţional Sectorial şi se adresează celor mai mari şi mai afectate sisteme de apă şi aglomerări din judeţul Constanţa şi unui număr important de sisteme de apă şi aglomerări din judeţul Ialomiţa.

Indicatorii fizici ai proiectului în sectorul de apă uzată sunt detaliaţi în Tabelul 2 de mai jos.

Tabel 2. Indicatorii finali ai proiectului regional – Tratarea apei uzate

Indicator	UM	Constanţa	Ialomiţa	Total
Extindere colectoare menajere	km	149,553	151,597	301,150
Reabilitare colectoare menajere	km	24,415	0	24,415
Staţii de pompare ape uzate noi şi reabilitate	nr	30	17	47
Conducte de refulare noi şi reabilitate	km	46,042	15,891	61,933
Staţii de epurare noi şi reabilitate	nr	9	3	12

Pentru toate staţiile existente sunt prevăzute lucrări de investiţii, cu o singura excepţie, SE Negru Vodă, care va fi cuprinsă în etapa a doua (2014-2020). De asemenea, proiectul regional prevede

realizarea a cinci staţii noi de epurare, două în judeţul Constanţa (Hârşova şi Cobadin) şi trei în judeţul Ialomiţa (Feteşti, Ţăndărei şi Fierbinţi). Astfel, la finalizarea proiectului in anul 2014, SC RAJA SA va avea în exploatare un număr total de 14 staţii de epurare, aşa cum se poate vedea în Figura 1 de mai jos.

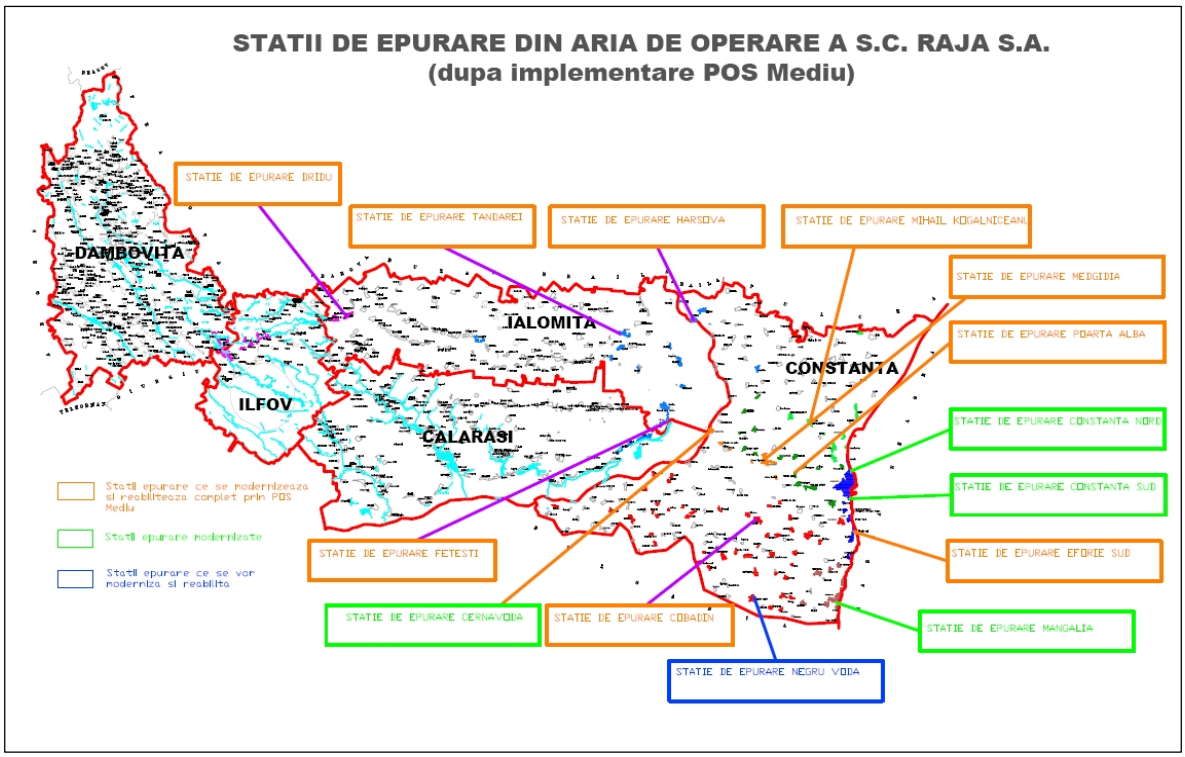


Fig. 1 – Staţii de epurare ce vor fi exploatate de SC RAJA SA în anul 2014

Staţiile de epurare vor aplica tehnologii adecvate de tratare astfel încât să asigure indicatorii de calitate ai efluentului în conformitate cu Directiva 91/271/CEE a CE cu privire la colectarea şi tratarea apelor uzate urbane.

Măsurile de investiţii propuse vor avea un impact pozitiv asupra mediului, ele acţionând pe mai multe căi, în mod direct sau indirect, şi anume:

- reducerea poluării şi îmbunătăţirea calităţii apei,
- reducerea poluării punctiforme şi difuze a solului,
- păstrarea diversităţii naturale a faunei, florei şi a habitatelor în zonele protejate şi potenţialele arii Natura 2000.

Obiectivele vor fi atinse la finalizarea proiectului major prin implementarea tuturor lucrărilor de investiţii aferente fiecărei staţii de epurare, expuse în Tabelul 3 de mai jos.
Pentru SE Constanţa Nord şi SE Cernavodă care sunt cele mai recent reabilitate au fost prevăzute numai lucrări de îmbunătăţire a indicatorilor de performanţă de mediu, iar pentru SE Negru Vodă nu au fost prevăzute lucrări, ele fiind prevăzute în Master Planul Judeţului Constanţa pentru etapa următoare, respectiv 2014-2020.

Tabel 3. Staţiile de epurare ce vor fi operate de SC RAJA SA Constanţa la finalizarea POSM şi lucrările de investiţii prevăzute pentru acestea

Nr crt.	Staţia de epurare	Tehnologia de epurare implementată prin programul POSM
1.	S.E. Constanţa Sud	Epurare biologică avansată (nitrificare, denitrificare, eliminare chimică fosfor), dezinfecţie cu UV, cogenerare
2.	S.E. Constanţa Nord	Instalaţii de control şi reducerea mirosului, inclusiv mutarea treptei nămolului
3.	S.E. Eforie Sud	Epurare mecano-biologică avansată SBR (nitrificare, denitrificare, eliminare fosfor), stabilizare aerobă nămol, deshidratare, depozitare;
4.	S.E. Mangalia	Epurare biologică avansată (nitrificare, denitrificare, eliminare chimică fosfor), dezinfecţie cu UV, conductă de descărcare efluent în mare
5.	S.E. Poarta Albă	Epurare mecano-biologică avansată, dezinfecţie cu UV, stabilizare anaerobă nămol, depozitare, cogenerare;
6.	S.E. Mihail Kogălniceanu	Epurare mecano-biologică avansată, dezinfecţie cu UV, deshidratare nămol activ în exces, depozitare
7.	S.E. Medgidia	Epurare mecano-biologică avansată, dezinfecţie cu UV, stabilizare anaerobă nămol, depozitare, cogenerare
8.	S.E. Cernavodă	Bazin retenţie apă pluvială
9.	S.E. Feteşti	Epurare mecano-biologică avansată, dezinfecţie cu UV, stabilizare anaerobă nămol, depozitare, cogenerare
10.	S.E. Hârşova	Epurare mecano-biologică avansată, dezinfecţie cu UV, deshidratare nămol activ în exces, depozitare
11.	S.E. Cobadin	Epurare mecano-biologica avansată, dezinfecţie cu UV, deshidratare nămol, depozitare
12.	S.E. Fierbinţi -Dridu	Epurare mecano-biologică avansată, dezinfecţie cu UV, stabilizare aerobă nămol, deshidratare, depozitare
13.	S.E. Ţăndărei	Epurare mecano-biologică avansată, dezinfecţie cu UV, deshidratare nămol activ în exces, depozitare
14.	S.E. Medgidia	Epurare mecano-biologică avansată, dezinfecţie cu UV, stabilizare anaerobă nămol, deshidratare, depozitare, cogenerare

EXPLOATAREA STAŢIILOR DE EPURARE

Indiferent de capacitatea şi tehnologia de tratare aplicată, principalele probleme cu care se confruntă operatorul unei staţii de epurare care nu a fost retehnologizată şi care în prezent este depăşită fizic şi moral sunt:

- Costurile mari de operare a staţiilor de epurare, induse în principal de consumurile energetice mari
- Costurile mari pentru asigurarea mentenanţei utilajelor şi instalaţiilor din staţia de epurare
- Pregătirea profesională insuficientă a personalului pentru operarea staţiilor de epurare, ţinând cont de tehnologiile aplicate şi gradul de automatizare al acestora
- Dificultăţi în gestionarea deşeurilor - în special nămolul de epurare
- Costuri relativ mari pentru îndeplinirea obligaţiilor impuse de legislaţia de mediu în vigoare: plata contribuţiei la evacuarea apelor uzate în receptor şi costurile aferente monitorizării

factorilor de mediu (indicatori de calitate ai apelor uzate, substanţe prioritare şi prioritar periculoase, calitatea aerului, solului, etc).

Evaluarea performanţelor staţiilor de epurare

Lucrarea de faţă propune un studiu comparativ pentru patru staţii de epurare exploatate de SC RAJA SA Constanţa, utilizând principalii parametrii monitorizaţi în anul 2011 şi respectiv un set de indicatori de performanţă care derivă din aceştia. Indicatorii analizaţi vizează costurile de operare, consumul energetic, consumul de materiale, eficienţa de reducere a principalilor indicatori de calitate, costurile de monitorizare şi gestionarea deşeurilor. Cele patru staţii la care se face referire sunt Constanţa Nord, Constanţa Sud, Mangalia şi Cernavodă.

Staţia de Epurare Constanţa Sud [3200l/s] este amplasată în partea de sud a oraşului şi tratează apele uzate menajere, industriale şi pluviale colectate într-un sistem de canalizare mixt, parţial separativ şi parţial unitar. Procesul tehnologic aplicat este de tip AO, epurare mecano-biologică clasică cu nămol activ, stabilizare anaerobă a nămolului în metantancuri, deshidratare şi eliminare finală în depozit. Staţia va fi reabilitată prin POSM, cu introducerea treptei de epurare avansată.

Staţia de epurare Constanţa Nord este amplasată la limita de nord a oraşului Constanţa, fiind mărginită spre nord de staţiunea Mamaia, spre nord vest de lacul Tăbăcărie şi spre sud şi est de cartierul Faleză Nord. Staţia preia apa uzată din partea de nord a oraşului Constanţa şi staţiunea Mamaia prin intermediul a 11 staţii de pompare şi un colector gravitaţional. Sistemul de canalizare care deserveşte staţia de epurare este realizat în sistem preponderent separativ. Procesul tehnologic cuprinde tratare mecanică şi biologică avansată cu reducere de nutrienţi [de tip A_2O], stabilizare aerobă a nămolului, deshidratare şi eliminare finală în depozit.

Staţia de epurare Mangalia [900 l/s] primeşte apele uzate din oraşul Mangalia şi staţiunile turistice Jupiter, Saturn, Neptun şi Olimp. Staţia a fost modernizată şi retehnologizată prin programele LSIF şi MUDP II, lucrările finale fiind recepţionate în cursul anului 2002. Procesul tehnologic aplicat este de tip AO, epurare mecano-biologică clasică cu nămol activ, stabilizare anaerobă a nămolului, deshidratare şi eliminare finală în depozit. Va fi reabilitată prin POSM, cu introducerea treptei de epurare avansată şi conducta de descărcare în larg cu difuzor.

Staţia de epurare Cernavodă se află la cca 1,5 km nord de oraşul Cernavodă, lângă canalul de evacuare al CNE Cernavodă, pe partea stângă a drumului judeţean DJ 223, spre localitatea Seimeni. Staţia are rolul de a recepţiona şi epura apele menajere, provenite din reţeaua de canalizare a oraşului Cernavodă. Debitul maxim zilnic de apă uzată ce intră în staţie este de Q = 200 l/s, iar debitul orar maxim al apei uzate este de 260 l/s. Procesul tehnologic cuprinde tratare mecanică si biologică avansată cu reducere de nutrienţi [de tip A_2O], stabilizare anaerobă a nămolului, deshidratare şi eliminare finală în depozit. Staţia a fost pusă în funcţiune în anul 2009.

În scopul evaluării performanţelor staţiilor de epurare s-a realizat o analiză a datelor de exploatare la nivelul anului 2011 şi s-au luat în considerare mai multe categorii de costuri de exploatare – costuri pentru energie, mentenanţă, materiale, personal, monitorizare a factorilor de mediu etc, precum şi performanţa tehnologică a statiilor, respectiv randamentele de reducere a principalilor poluanţi.

Un tablou general al acestor categorii de costuri este prezentat în Tabelul 4 de mai jos, pentru cele patru staţii de epurare luate în studiu.

Tabel 4. Cheltuieli de operare înregistrate la nivelul anului 2011

	CONSTANŢA SUD	%	CONSTANŢA NORD	%	MANGALIA	%	CERNAVODA	%
TOTAL lei	**5239728**		**3100138**		**1454653**		**738542**	
Contribuţie ANAR	176938	3.4	133486	4.3	44705	3.1	4386	0.6
Energie electrică	1908539	36.4	1619242	52.2	612615	42.1	290402	39.4
Cheltuieli Materiale	510320	9.7	284214	9.2	32046	2.2	31039	4.2
Cheltuieli cu personalul	766623	14.6	446135	14.4	426585	29.3	261770	35.4
Amortizare	285573	5.4	438137	14.1	25276	1.7	32365	4.4
Mentenanţă, servicii prin terţi	1439039	27.5	134522	4.3	300529	20.7	93306	12.6
Impozite şi taxe	152696	2.9	44402	1.4	12897	0.9	25274	3.4

Se constată că cea mai mare pondere în totalul cheltuielilor o deţin cheltuielile cu energia electrică, între 36,4 % la SE Constanţa Sud si 52,2 % la SE Constanţa Nord.

Consumul energetic mai mare la SE Constanţa Nord se datorează procedeului de tratare biologică avansată, cele mai mari consumatoare de energie fiind instalaţiile de aerare la care se adaugă şi energia electrică utilizată de instalaţiile de dezodorizare care funcţionează continuu.
Consumul energetic mare la SE Cernavodă se înregistrează pe fondul operării în sistem manual al instalaţiilor de aerare şi al utilizării energiei electrice pentru sistemul de încălzire al spaţiilor de lucru.
O pondere importantă o deţin cheltuielile aferente activităţilor de întreţinere, mentenanţă şi alte servicii similar realizate cu firme terţe, dar se observă că la staţiile reabilitate recent, respectiv SE Constanţa Nord şi SE Cernavodă, ponderea acestora este sensibil mai mică, comparativ cu celelalte staţii, instalaţiile şi utilajele necesitând în prezent numai inspecţii periodice.
Cheltuielile materiale sunt proporţionale cu mărimea staţiilor de epurare, la fel şi celelalte categorii de costuri.
Cheltuielile cu munca vie au o pondere mai mare în cazul SE Mangalia şi SE Cernavodă, ceea ce impune o analiză detaliată şi luarea de măsuri imediate în sensul reducerii acestora.

Având la dispoziţie cheltuielile totale de operare şi volumele de apă uzată tratate în anul 2011, s-a calculat ca şi indicator de performanţă economică globală costul specific de operare al fiecărei staţii de epurare, valorile obţinute fiind cele din Tabelul 5 de mai jos.

Tabel 5. Costuri specifice de operare pentru anul 2011

SE	**Volum de apă tratată**	**Cheltuieli totale de operare**	**Cost Specific**
UM	[mc]	[lei]	[lei/mc]
Constanţa Sud	31.734.904	5.239.728	**0,1651**
Constanţa Nord	22.556.505	3.100.138	**0,1374**
Mangalia	5.997.273	1.454.653	**0,2426**
Cernavodă	1.225.395	569.017	**0,4644**

Se observă un cost specific mare la Mangalia, dar mai ales la Cernavodă, cauzat de consumurile mari de energie electrică şi costurile mari cu personalul raportate la volumul de apă epurat. De asemenea costul specific mai mic la Constanţa Nord faţă de celelalte staţii se datorează cheltuielilor foarte mici cu serviciile prin terţi - staţia fiind nouă şi în perioada de garanţie.
Având în vedere prevederile legislaţiei în vigoare şi măsurile impuse prin autorizaţiile de mediu şi gospodărire a apelor, monitorizarea factorilor de mediu implică de asemenea un efort financiar. În Tabelul 6 de mai jos sunt prezentate aceste costuri pentru fiecare staţie de epurare în anul 2011.

Tabel 6. Cheltuieli cu monitorizarea factorilor de mediu în anul 2011 [lei]

SE	**Monitorizare laboratoare RAJA**			**Monitorizare laboratoare terţe**				**TOTAL [lei]**
	apă	**nămol**	**total**	**apă**	**nămol**	**aer**	**total**	
Constanţa Sud	143808	20342	164150	743	770	1083	2596	**166746**
Constanţa Nord	90319	6761	97080	743	770	1083	2596	**99676**
Mangalia	112708	17737	130445	845	770	1444	3059	**133504**
Cernavodă	90913	5071	95390	493	770	938	2201	**97591**

În toate staţiile de epurare se realizează o monitorizare a calităţii apei uzate pe trepte tehnologice, respectiv analize pentru apa uzată şi nămol care sunt efectuate în laboratoarele proprii în baza unor programe stabilite la începutul fiecărui an. O parte din analize [aer, gaze arse, substanţe periculoase] se realizează însă în laboratoare terţe, întrucât nu există dotările necesare în laboratoarele proprii, iar frecvenţa de monitorizare a acestora este mult mai mică [trimestrial sau anual].

Eficacitatea procesului de epurare este cel mai bine caracterizată prin randamentul de reducere a concentraţiilor principalilor poluanţi din apa uzată tratată. În studiul de faţă s-au analizat cinci indicatori de calitate specifici, valorile acestora la intrarea şi evacuarea din SE fiind centralizate în Tabelul 7. Se observă că randamentele de reducere pentru materii în suspensie şi compuşi de carbon sunt mai mari de 80 % la toate staţiile.

Tabel 7. Valori medii anuale ale principalilor indicatori de calitate în anul 2011

	MTS [mg/l]		**CBO_5** [mg/l]		**CCOCr** [mg/l]		**NH^+_4** [mg/l]		**NO^-_3** [mg/l]	
	Intr.	**Ev.**	**Intr.**	**Ev.**	**Intr.**	**Ev.**	**Intr.**	**Ev.**	**Intr**	**Ev.**
Constanţa Sud	198	32,3	97	15,2	192	33,3	20,2	0,52	10,1	24,8
Constanţa Nord	261	27,6	136	13,2	286	30,5	19,7	0,75	5,45	19,5
Mangalia	285	28,1	124	22,6	296	60,0	27,0	8,68	10,1	10,6
Cernavodă	144	22,2	67	2,5	138	16,1	13,7	0,23	13,1	34,4
NTPA /2005	***350***	***35***	***300***	***25***	***500***	***125***	***30***	***2***	**-**	***25***

Modul de gestionare a deşeurilor este un indicator important în operarea unei staţii de epurare, deşeurile rezultate din procesul de epurare constituind factori semnificativi de poluare a mediului. Pentru staţiile de epurare considerate în studiu, tipurile şi cantităţile de deşeuri rezultate în anul 2011 sunt cele din Tabelul 8.

Tabel 8. Cantităţi de deşeuri generate în anul 2011

	Refuz grătare	***Nisip***	***Grăsimi***	***Nămol deshidratat***		***Cantitatea specifică de nămol***
	[tone]	[tone]	[mc]	[tone]	SU%	Kg SU /1000 mc apa
Constanţa Sud	155	293	54	14410	21,63	98,2
Constanţa Nord	179	259	77	8483	23,52	88,5
Mangalia	30	35	14	1405	28,90	67,7
Cernavodă	23	28	7	334	25,16	68,6

Modul de eliminare a deşeurilor de pe amplasamente este următorul:
- Refuzuri grătare şi nisip - sunt containerizate şi trasportate la depozitul de gunoi al oraşului în vederea eliminării finale;
- Grăsimi de la separatorul de grăsimi - sunt colectate în puţurile de grăsimi de unde sunt extrase prin vidanjare şi transportate la depozitul ecologic Luminiţa;
- Nămolul deshidratat - este depozitat la halda ecologică Luminiţa situată la 35 km nord de Constanţa şi care are o capacitate de depozitare estimată pentru cca. 15 ani.

CONCLUZII

Exploatarea staţiilor de epurare în contextul asigurării unei dezvoltări durabile a societăţii nu este de loc o sarcină uşoară. Operatorul staţiei de epurare trebuie să asigure atât eficacitatea maximă a procesului de epurare pentru atingerea obiectivelor de calitate ale apei la evacuarea în receptor, cât şi o eficienţă economico-financiară superioară pentru a asigura viabilitatea financiară şi operaţională a acestuia.

Rezultatele analizei realizate în prezenta lucrare pentru cele patru staţii de epurare conduc la concluzia generală că valorile indicatorilor de performanţă pot fi optimizate prin diferite metode: alegerea tehnologiei adecvate calităţii şi cantităţii de apă uzată procesată, respectarea regulamentelor de exploatare, reducerea consumurilor energetice prin exploatarea corectă şi utilizarea de echipamente cu randamente energetice superioare, respectarea prevederilor legale în scopul minimizării poluării mediului înconjurător.

În acest sens, în preocupările viitoare ale SC RAJA SA Constanţa în domeniul epurării apelor uzate există o serie de măsuri de îmbunătăţire aflate în promovare sau în curs de realizare, dintre care amintim:

- Creşterea eficacităţii proceselor de epurare prin extinderea cu treapta de epurare avansată la staţia de epurare Constanţa Sud şi Mangalia şi reabilitarea completă a staţiilor de epurare din celelalte localităţi, precum şi construirea unor staţii noi în localităţile care nu dispun în prezent de sisteme de epurare;
- Eliminarea disconfortului în zonele adiacente prin acoperirea obiectelor tehnologice generatoare de mirosuri şi montarea de instalaţii de dezodorizare la staţia de epurare Constanţa Nord, inclusiv mutarea staţiei de deshidratare a nămolului pe un amplasament extravilan pentru perioada sezonului estival;
- Reducerea riscului de poluare microbiologică a receptorului prin montarea de instalaţii de tratare cu ultraviolete a efluentului staţiilor de epurare;
- Scăderea consumului de energie electrică prin dotarea cu grupuri de cogenerare la staţiile de epurare cu treapta de stabilizare anaerobă a nămolurilor şi producţie de biogaz;
- Implementarea unei strategii de gestionare a nămolurilor rezulatate din epurare în conformitate cu reglementările europene şi cu strategia naţională în acest domeniu;
- Reducerea volumului nămolului deshidratat (implicit mărirea capacităţii de depozitare) prin uscarea în instalaţia de uscare montată în staţia de epurare Constanţa Sud şi de asemenea prin dotarea cu instalaţii de deshidratare cu un coeficient de captură de peste 95%;
- Pregătirea personalului din staţiile de epurare prin programe de formare profesională în vederea îmbunătăţirii cunoştintelor privind modul optim de exploatare a instalaţiilor tehnologice;
- Conştientizarea şi încurajarea unui comportament ecologic a personalului de exploatare, dar şi a utilizatorilor reţelei de canalizare.

Management options in sludge from wastewater

Lupancescu G., Macului Street, Nr. 13, Craiova, Romania, RO, Phone: +40- 0720.016.887 (E-mail: gabylupancescu@yahoo.com)
Project Implementation Unit Cohesion Funds, SC Water Company Oltenia SA, Brest street, no. 133, Cp. 200177, Craiova, Romania

Abstract
This paper will detail:
- Compliance with European Directives
- Assessment of priority needs in the region
- Sludge Management Strategy

Keywords
Development strategy sludge, sludge treatment, sludge use in agriculture.

Need to develop a management policy of sludge is a consequence of the significant impact of infrastructure development projects involving wastewater treatment, implemented by ISPA and Environment Operational Programme (SOP - Environment), in which were also be built or rehabilitated wastewater treatment plants in November, which will increase the amount of sludge generated by treatment processes.
Sludge is an inevitable product of wastewater treatment and sludge management generates one of major wastewater treatment costs. An important part of these costs is due to necessary treatment to ensure use / safe sludge disposal in accordance with standards and cost effective.

Regional Operator S.C. Oltenia Water Company S.A. provides control of the quantity and quality of discharges of industrial wastewater in municipal networks or treatment plants and at the same time prevent and penalize unauthorized downloads. The operator must be prepared to deal with accidental pollution and also to monitor and enforce penalties for exceeding limits agreed contracts. In developing the water management strategy has the potential industrial pollution and risk of economic agents. Establish a system of control and enforcement of penalties is an important part of the management process.

Defining risk and the potential for pollution can be achieved by:
- Qualitative and quantitative identification of harmful substances and pollution potential of agents industry, based on existing data (authorization of the authorities, processes and analyzes laboratory) and the dynamics of knowledge development and business profile;
- Develop detailed monitoring program for pollutants discharged by industrial agents, in accordance with the contract of service and regulations imposed by the legislation in force in the water;
- Knowledge, inventory and preservation of data from past cases of violation of regulations.

The monitoring can be done through the following activities:

- Define indicators of quality which treated wastewater in accordance with authorization
- Water Management;
- Establish monitoring programs and structure;
- Obtain necessary information on substances and materials used by the entity in the production process for estimating potential pollution;
- Establishment of sampling points of control;

- Identification of pre-treatment facilities to businesses;
- Implementation and application of the principle "polluter pays";
- Providing training for personnel monitoring;
- Providing adequate own laboratories;
- Identification of authorized independent laboratories

To achieve compliance with EU legislation, regional operators require secure storage(long term). For this reason have identified the best options for environmental protection with a long term approach to identify treatment options, use / disposal of sludge practicable, sustainable and efficient cost.

DISCHARGE OF SLUDGE OPTIONS

Sludge disposal possibilities are presented in order of preference, in accordance with EC hierarchy in terms of waste management, namely:
- Use of agricultural land, as this method is generally regarded as the best option for sludge management;
- Sludge incineration and energy recovery;
- Arrangement in deposits, the method is regarded as inconsistent due to restrictions introduced by EC Directive on waste disposal.

In determining the best practical environmental options in terms of mud, must take into account local factors that influence the possibilities of use (technical and legal), sustainability (the ability to escape), environmental impact and economy.
Cost is important but it should not necessarily be the main criteria that underlie the best possible environmental option.

SLUDGE USED IN AGRICULTURE

Only treated sludge can be used in agriculture, but methods to achieve an appropriate level of treatment are described only qualitatively, such as biological treatment processes, chemical and thermal long-term storage or any other suitable method to significantly reduce fermentation and health risks of using sludge.
Where sludge is used in agriculture, environmental quality objective is to protect soil, primarily to ensure sustainable harvests productiiilor and risks of toxicity. Maximum permissible concentrations of heavy metals in soil are determined by rules of Romania for seven elements (Zn, Cu, Ni, Cd, Pb, Hg and Cr), the values are in accordance with EC Directive 86/278/EEC.
The goal of using sludge in agriculture is to ensure beneficial use of nutrients and organic matter in sludge to improve soil fertility and reduce farmers' dependence on chemical fertilizers, but without harmful effects on soil, water, vegetation, animals and people of pollutants or pathogens.
Recycling sludge by spreading on land is a sustainable option for the treatment of sludge, mud containing nutrients, especially nitrogen, phosphorus and organic matter. However, application of sludge on land should be strictly controlled in terms of quantity, quality, location and time synchronization. Sludge must be treated to the standards required to reduce or eliminate pathogen content.

Before using sludge, must be observed following factors:
- Environmental constraints - protecting certain areas
- Nitrate vulnerable zone
- Crop nutrient requirements
- Soil fertility

- Characteristics of land
- Content of heavy metals in soil
- Limited soil pH ≥ 6.5
- Operational constraints - farm size, land size
- Location (transport implications)
- Acceptance by farmers

PROMOTING THE USE IN AGRICULTURE

There is limited experience in the recycling of sludge in agriculture requires a positive marketing campaigns. Because the origin and nature there is a negative perception sludge recycling sludge on agricultural land, including impaired perception of human health, environmental and nutritional value. However, application of sludge on land and human health implications have been thoroughly studied over many years and so far not found any connection with the spread of certain diseases.
Sludge producer should have the initiative and promote the use of sludge in agriculture. First field tests should be made to support a farmer who owns large areas of farmland, this can convince other farmers in the area that treated sludge can be an alternative to classical fertilizers. These tests must be conducted by an independent body to demonstrate that recycling sludge can be used as replacement of fertilizers. You can do a cost-benefit analysis to illustrate the savings that can be achieved in reducing fertilizer costs. To ensure recycling sludge in agriculture is essential to be proved that the manufacturer can provide a sludge product like the farmers.
Desired qualities to the product include:
• Very little or no odors
• The ability to be stored in piles
• Be easy to spread

BURNING OF SLUDGE

Sludge Incineration is a combustion reaction, in which sludge is either burned in an incinerator or burned especially with other waste. Bi-products of incineration are flue gas, ash, waste water or energy. Flue gases must be treated according to EU standards, because they contain particles, acid gases, greenhouse gases, heavy metals and volatile organic compounds. Ash produced will be disposed in hazardous waste landfills. Wastewater is derived from the washing process and will be treated in a close SE. Combustion takes place at 800-9000C allowing the generation of energy from high temperature flue gases.
Because of the complexity and cost of process, sludge incineration is considered financially viable only for large installations with capacities that exceed 15,000 tds / year. Besides receiving sludge incineration facilities will require secondary fuel required to maintain the process temperature. This can have a significant impact on operating costs.

SLUDGE TRANSFORMED INTO ENERGY

Sludge can be used as an energy source. Calorific value of sludge is similar to that of brown coal (lignite) 7 to 12 MJ / kg.
In addition to power generation from conventional incinerators, sludge can be converted into energy through a process of pyrolysis / gasification.
The pyrolysis / gasification turn mud into a synthetic gas mixture of hydrogen and carbon monoxide. Gases from waste heat can be used for power generation using combined heat and power engine (CHP) or the gas turbine. It should be noted that gasification / pyrolysis is the latest

technology and systems mentioned are not currently available. So, is unlikely to be effective in terms of cost for use soon in Romania.

LANDFILLS

Sludge storage warehouse is the least complicated method and date. Sludge can be deposited in a deposit only with sludge or other waste (municipal solid waste).
As for mud, the objective is to ensure, where possible, recovery and reuse of sludge as fertilizer or improving agent according to EU standards (eg Directive 86/278/EEC).

CASE STUDY - SLUDGE FROM WWTP CRAIOVA

Sludge from the new SE Craiova has a special importance for the county. Key options refer either to further drying of dehydrated sludge to achieve a solids content of 35% required for municipal landfill or storage areas of regional with limited capabilities combined with recovery in agriculture. To ensure sustainability strategy was considered essential to adopt a means of recovery in agriculture.
The treatment plant will build a platform Craiova storage of 100,000 m3 of sludge in the Phase 1 Investment Environment Sectoral Operational Programme (2007-2013), which could get the amount of sludge produced by 2015 without considering recycling in agriculture, and investment in Phase 2 to provide for a platform for additional storage of 100,000 m3 and a treatment with lime, if necessary on the actual amount of sludge generated at the station and recycled sludge level can be achieved.

SLUDGE TREATMENT FACILITIES IN SE CRAIOVA

- Primary sludge is pumped to a retention tank before being thickened;
- Excess activated sludge is pumped back into a retention tank before being thickened;
- Thickener press the tape to reach 5-6% solids content before fermentation;
- two-stage anaerobic fermentation;
- retention tank leaving the fermentation tank;
- Dehydration final with belt presses to achieve a solids content of 20-22%;
- Carrier propeller leads to dehydrated sludge from sludge storage platform;
- platform storage location.

References: Feasibility study - extension and modernization of water and wastewater in Dolj County Master Plan - Oltenia Water Company
Develop national policy of sludge management, training materials
Project Code: POSM/6/AT/I.1.2010 - Mott MacDonald

Soluţii eficiente economic pentru optimizarea proceselor prin utilizarea modulelor de comandă şi de control standardizate

Häck M., Simon J., Warnemünde S., Seehaus T.
Hach Lange GmbH, Willstaetterstrasse 11 – Dusseldorf, Germania, Willstaetterstr. 11, *michael.haeck@hach-lange.de*

Abstract
In water treatment facilities automation programmes are mostly implemented using programmable logic controllers (PLC). Further optimizing of the processes usually requires changes or extensions of the PLC software that can be performed by specialized external companies, which can involve high costs. Most of the small or old plants require also additional hardware in order to implement the process optimizing solutions. All these combined could cause the delay or even cancelation of the modifications required for process optimizing.
Standard command and control modules that are presented in this paper are specially adapted to biological waste water treatment process requirements and are designed for fast and efficient processes automation implementing in wastewater treatment plants. Modules include a standard general programme and allow for easy setup in order to adapt to various automation tasks without the need for specific software. Compared to the algorithm programming in classic PLC solutions standardized command and control modules can be easier and faster installed and configured without the need of detailed specifications that take time, advanced process and programming knowledge. The potential savings are more accessible.
This paper presents standardized modules for the automation of phosphorus removal process by chemical dosing of precipitation agents depending on the load and the control of aeration times in intermittent aeration operated plants.

Keywords
Automation, nitrification, phosphorus, removal, wastewater

SITUAŢIA INIŢIALĂ

În instalaţiile de tratare, programele de automatizare sunt implementate de cele mai multe ori în sisteme de comandă programabile logic (PLC). Implementarea unor măsuri de optimizare necesită de regulă modificări, extinderi sau modificări ale programului PLC. Întocmirea specificaţiilor necesare în acest scop, implementarea algoritmilor în PLC şi testarea software-ului se efectuează de multe ori cu ajutorul unor întreprinderi externe, proces care poate fi legat de costuri mari. În multe dintre instalaţiile mai mici şi mai vechi, este necesară adesea chiar achiziţionarea unui hardware adecvat, pentru a putea pune în practică măsurile. Toate acestea duc la faptul că, pe baza unui raport nefavorabil costuri/beneficii, optimizările sunt adesea amânate sau nu sunt efectuate deloc.

MODULE DE COMANDĂ ŞI DE CONTROL STANDARDIZATE

Modulele de comandă şi de control standardizate, prezentate aici, sunt adaptate special la cerinţele epurării biologice a apelor uzate şi permit implementarea rapidă şi eficientă economic a conceptelor de automatizare în instalaţiile de epurare. De acest lucru pot profita îndeosebi uzinele mici, care nu dispun de un sector special de automatizare sau nu au la dispoziţie cunoştinţe de specialitate pentru specificaţia algoritmilor de control. Însă şi în instalaţiile medii şi mari, anumite sub-procese pot fi optimizate ieftin cu ajutorul modulelor de comandă şi de control standardizate.
Modulele sunt configurate general şi programate astfel încât pot prelua diverse sarcini de automatizare, fără să fie necesară o adaptare de software. Faţă de implementarea tradiţională a algoritmilor într-un PLC, modulele de comandă şi de control standardizate pot fi instalate simplu şi rapid, fără întocmirea de specificaţii, care reclamă un necesar mare de timp, şi fără programare individuală. Potenţialele de economii pot fi exploatate rapid.

Toate variabilele de reglaj şi de control calculate pot fi transferate digital prin intermediul unui sistem fieldbus către un PLC sau un sistem de management, în scopul vizualizării. Parametrizarea regulatorului se efectuează exact ca şi operarea aparatelor de măsură necesare, prin intermediul transductorului sau a sistemului de control.
Transductoarele moderne de astăzi permit o intervenţie de la distanţă, facilitând astfel punerea în funcţiune a regulatorului şi optimizarea reglajelor. Acest lucru reduce costurile şi simplifică punerea rapidă în funcţiune.
În articol sunt prezentate modulele standardizate pentru dozarea agenţilor de precipitare în funcţie de încărcătură la eliminarea chimică a fosforului şi pentru comanda timpilor de aerare la instalaţiile cu acţionare intermitentă.

COMANDA ELIMINĂRII ORTOFOSFAŢILOR-fosfor PO_4-P (P-RTC)

În multe dintre instalaţiile mici şi mijlocii, dozarea sărurilor de fier pentru eliminarea chimică a PO_4-P se face manual sau în funcţie de debitul volumic de aflux. Pentru a asigura o distanţă suficient de mare până la valoarea limită P_{tot} în efluentul final, se acceptă o supradozare. Respectarea responsabilă a valorilor limită nu poate fi asigurată însă în cazul unei încărcări variabile de aflux sau a unei capacităţi variabile de eliminare biologică a fosforului.

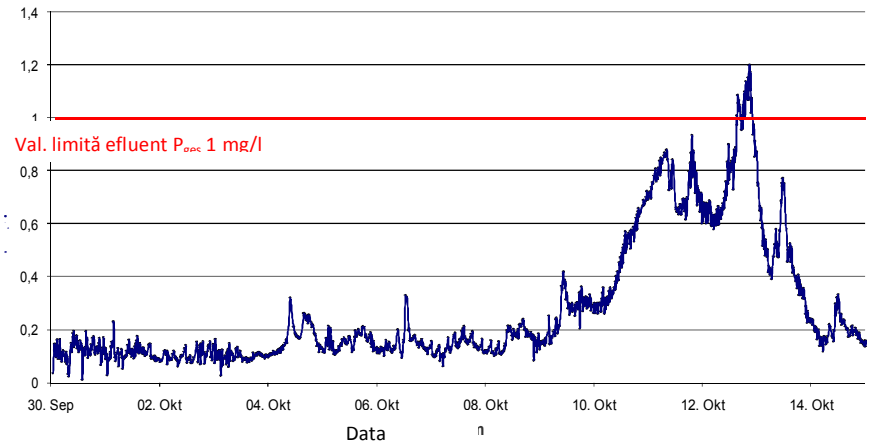


Fig. 1 Concentraţia de PO_4-P în efluentul din nămolul activat, la o dozare constantă a agenţilor de precipitare

Regulatorul P-RTC standardizat (PO_4-P-Real Time Controller) permite o dozare a agenţilor de precipitare în funcţie de încărcătura de PO_4-P. Astfel vor fi evitate supradozările; se vor reduce costurile pentru agentul de precipitare, precum şi cantitatea de nămol de precipitare. În funcţie de modul de evacuare ca deşeu, acesta din urmă poate duce chiar la cele mai mari economii.
Figura 2 prezintă configuraţia unui regulator P-RTC standardizat. Concentraţia de PO_4-P va fi măsurată cu un analizor de proces corespunzător şi va fi pusă la dispoziţie transductorului. Calculul cantităţii de agent de precipitare se efectuează în unitatea de comandă, care preia şi semnalul de măsurare pentru debitul volumic şi, prin intermediul unui sistem analogic, pune la dispoziţia pompei cantitatea calculată pentru agentul de precipitare. În cazul în care cantitatea de dozare calculată se află sub debitul minim al pompei, se va comuta automat pe un regim de operare puls/pauză.

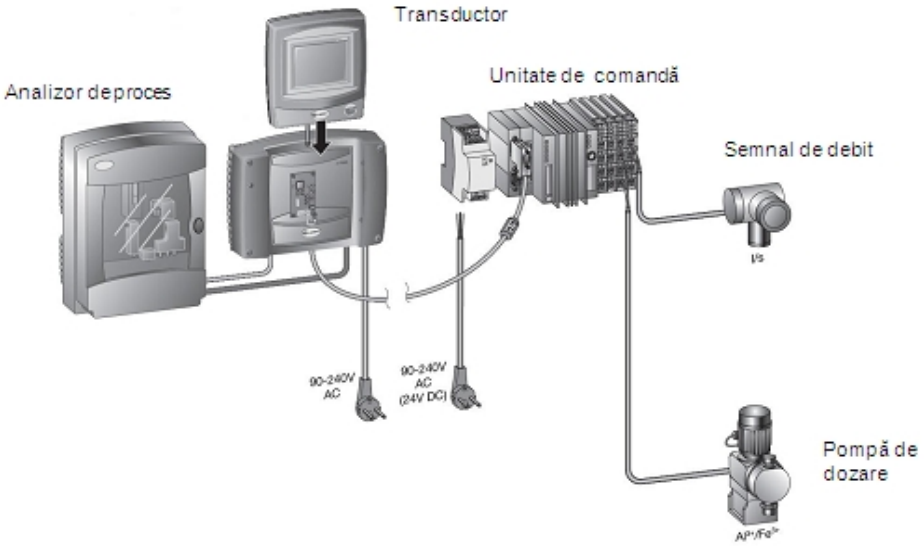


Fig. 2 Structura unui modul de comandă pentru precipitarea PO_4-P [1]

Toţi parametrii necesari pentru calculul cantităţii de agent de precipitare, cum ar fi valoarea nominală dorită a concentraţiei de PO_4-P, cota componentei active şi densitatea agentului de precipitare, vor fi puse la dispoziţie unităţii de comandă printr-o introducere pe displayul transductorului.
În cazul în care valorile de măsurare pentru debit şi/sau concentraţia de PO_4-P sunt indisponibile temporar, de ex. din cauza unui deranjament în funcţionare, sistemul apelează automat la diagrame de încărcare memorate. Aceste diagrame de încărcare sunt setate în sistem în momentul punerii în funcţiune a modulelor de comandă şi control. Ca referinţă se introduc valorile medii de aflux şi concentraţiile de PO_4-P pentru o zi ca eşantion de amestec la 2h. Apoi se efectuează o ponderare pe zile individuale ale săptămânii.
Pentru a acoperi cu ajutorul unui singur modul de control standardizat diferitele restricţii impuse instalaţiilor de epurare, regulatorul P-RTC poate fi utilizat atât pentru comandă, cât şi pentru control.

Comanda concentraţiei de PO_4-P
La comanda concentraţiei de PO_4-P, locul de măsurare corespunzător se află înainte de locul de dozare a agentului de precipitare (figura 3). La calculul cantităţii de agent de precipitare, pe lângă încărcătura de aflux şi caracteristicile agentului de precipitare (densitate, substanţa activă, masa molară), se ţine seama şi de gradul necesar de eliminare a PO_4-P [%]. Ratele de eliminare mari necesită, pentru PO_4-P care urmează să fie eliminat per kg, o dozare mai mare decât ratele de eliminare mici [1].

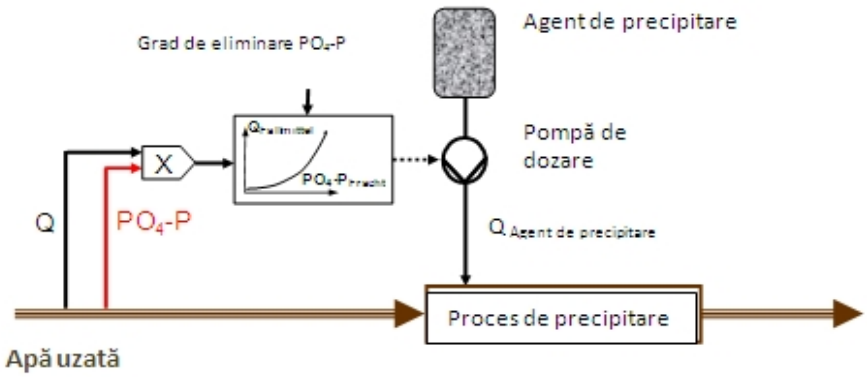


Fig. 3 Structura de principiu pentru comanda concentraţiei de PO_4-P [2]

Instalaţia de epurare de la Schlüchtern are o capacitate de tratare de 30.000 LE (locuitori echivalent). Curăţarea unui bazin de ape pluviale în zona de colectare a instalaţiei de tratare produce variaţii mari ale încărcăturii de fosfor la aflux. Deoarece, înaintea instalării unui regulator, adăugarea agenţilor de precipitare se efectua numai manual, aceste vârfuri de încărcare erau adesea legate de o creştere a valorilor P_{tot} în efluentul instalaţiei de epurare.
Regulatorul P-RTC a fost montat în instalaţia de epurare Schlüchtern pentru comanda concentraţiei de PO_4-P. Punctul de măsurare este efluentul din nămolul activat, punctul de dozare este afluxul către epurarea finală.
Imaginea 4 stânga prezintă concentraţia de PO_4-P măsurată pe parcursul unei săptămâni, împreună cu debitul volumic. Ambii parametri variază pe parcursul zilei, astfel încât, prin intermediul unei dozări reglate fix sau a unei dozări a agentului de precipitare bazate doar pe debitul volumic de aflux, nu se poate obţine o respectare sigură a valorii limită.
Imaginea 4 dreapta prezintă cantitatea de dozare a agentului de precipitare împreună cu valoarea ß, calculată de regulatorul P-RTC. Pe baza gradului variabil de eliminare a PO_4-P pe parcursul zilei, variază valoarea ß şi astfel şi cantitatea specifică de agent de precipitare per kg de PO_4-P care urmează să fie eliminat, între 0,6 şi 1,5 (factor 2.5 !). În regulatorul P-RTC se ţine seama automat de această corelaţie.
Implementarea unei dozări a agentului de precipitare în funcţie de încărcătura de PO_4-P şi de gradul de eliminare a PO_4-P, a permis definirea valorii de monitorizare P_{tot} = 1,2 mg/l la valoarea mai redusă de 0,9 mg/l şi, astfel, economisirea unei părţi considerabile a taxei pentru apele uzate [2].

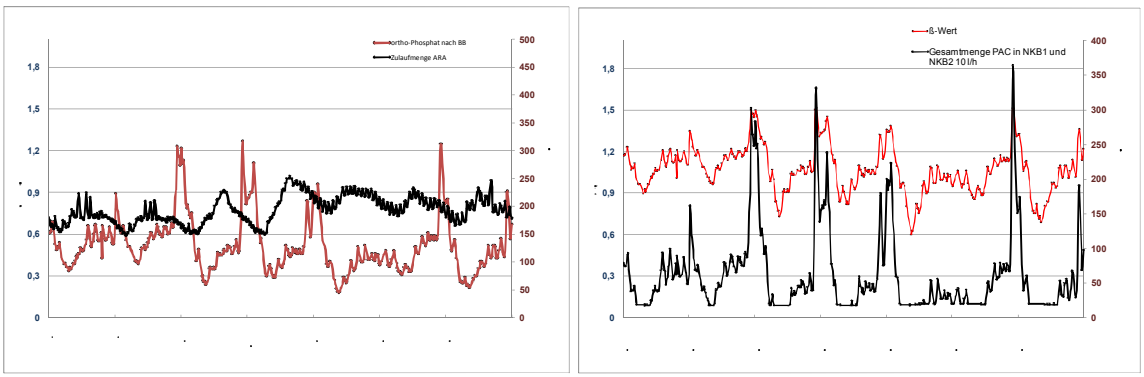


Fig. 4 Stânga: debitul de aflux şi concentraţia de PO_4-P
Dreapta: cantitatea de agent de precipitare şi valoarea ß calculată de regulatorul P-RTC

Controlul concentraţiei de PO_4-P

Pentru controlul concentraţiei de PO_4-P, punctul de măsurare a concentraţiei de PO_4-P se află după punctul de dozare a agentului de precipitare (figura 5). Pentru a se realiza un mod de control favorabil, este important ca debitul volumic să fie integrat în algoritmul de control.

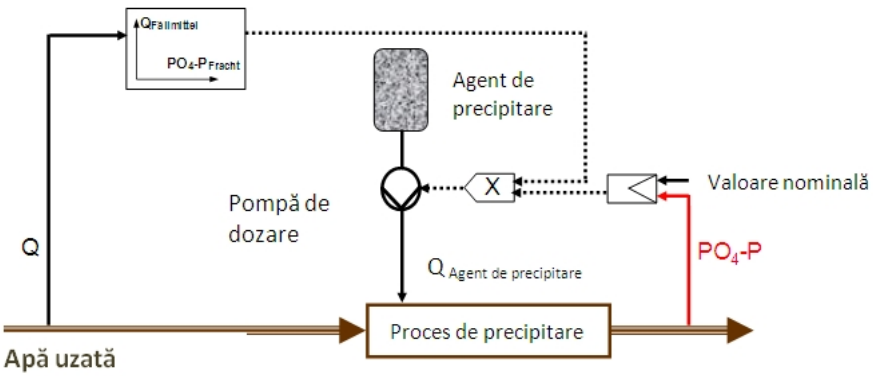


Fig. 5 Structura de principiu pentru controlul concentraţiei de PO_4-P [2]

Sistemul de control a fost montat la o instalaţie de epurare din Hessen, cu o capacitate de tratare de cca. 10.000 LE. Instalaţia de epurare este construită ca bazin circular cu epurare finală amplasată în mijloc. Afluxul în instalaţie este marcat de variaţii foarte mari de încărcare, provocate de o fabrică de producţie a sucurilor de fructe în zona de colectare. Analizorul de proces pentru fosfaţi (imaginea 2), pentru controlul concentraţiei de PO_4-P a fost instalat în efluentul bazinului cu nămol activat. Înainte de instalare, dozarea agentului de precipitare era reglată manual şi se efectua în afluxul către bazinul cu nămol activat. Acest tip de management ducea adesea la o concentraţie mare P_{tot} în efluentul instalaţiei de epurare.
Figura 6 prezintă rezultatele măsurării pentru o perioadă de trei săptămâni după instalarea regulatorului P-RTC. Mai întâi, valoarea nominală pentru concentraţia de PO_4-P a fost reglată la 0,55 mg/l, iar în data de 26.02. a fost redusă la 0,45 mg/l. În 10.02, afluxul instalaţiei a crescut rapid. O încărcătură crescută de PO_4-P în aflux, legată de acest lucru, a necesitat o cantitate mai mare de dozare, pentru a menţine în mod cert valoarea nominală necesară de 0,55 mg/l în efluentul din nămolul activat. Din 13.02. până în 20.02., cu cantitatea de dozare minimă de 2 l/h, s-a rămas sub valoarea nominală dorită. Începând cu 20.02., ca urmare a afluxului pe perioadă de vreme uscată, a crescut din nou cantitatea de dozare necesară pentru menţinerea valorii nominale a PO_4-P. Ploile intervenite în 28.02. au făcut necesară o dozare de 7 l/h, pentru a respecta ferm valoarea de 0,45 mg/l.
Acest control în funcţie de încărcătură a permis respectarea fermă a valorii limită pentru P_{tot} şi, totodată, o reducere a cantităţii de dozare de la o valoare precedentă de 6,5 l/h, la 2,5 l/h.

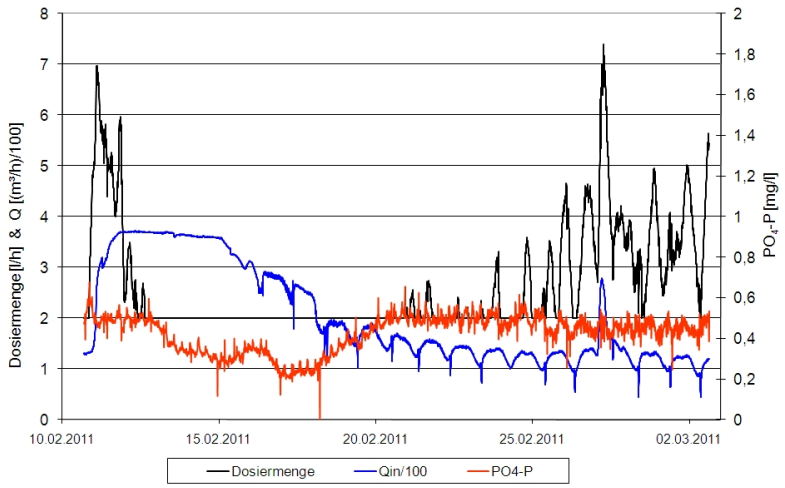


Fig. 6 Controlul concentraţiei de PO_4-P pe parcursul aerării cu nămol activat

Rezultate similare s-au obţinut şi la testarea regulatorului P-RTCs de către SUEZ în Franţa, în Centre technique Assainissement Usines Lyonnaise des Eaux. În comparaţie cu un sistem de comandă bazat doar pe debitul volumic, prin intermediul dozării în funcţie de încărcătură s-a realizat o economie de agent de precipitare de 30%, cu respectarea fermă a valorii limită pentru P_{tot} de 1 mg/l [3].
Şi la instalaţia de epurare de la Luckenwalde (cca. 30.000 LE, 2 linii de epurare) în apropiere de Berlin, după punerea în funcţiune a aparatului de măsură şi a regulatorului, necesarul de agent de precipitare a fost redus cu 28% (de la 250 l/zi la 179 l/zi). În aceeaşi perioadă de timp s-a reuşit reducerea concentraţiei de PO_4-P în efluentul din bazinul cu nămol activat de la 1.63 mg/l la 1,23 mg/l (80% cuantilă) [4].

COMANDA DENITRIFICĂRII INTERMITENTE

În instalaţiile medii şi mai mici, eliminarea azotului are loc adesea prin intermediul denitrificării intermitente. Dacă în cazul acestei proceduri, aerarea strict în funcţie de timp este înlocuită cu o aerare în funcţie de concentraţia efectivă de NH_4-N şi NO_3-N, pot fi reduse costurile pentru energie şi poate fi redusă concentraţia totală de azot în efluentul instalaţiei de epurare.
Ca structură, regulatorul N/DN-RTC (Nitrificare/Denitrificare Real Time Controller) este similar regulatorului P-RTC din imaginea 2. Însă la transductor, în locul analizorului de proces pentru fosfaţi, vor fi racordate sonde pentru NH_4-N, NO_3-N şi O_2, pentru a măsura încărcarea cu azot a apei uzate.
Pentru conectarea şi deconectarea aerării, sunt transmise semnale digitale către PLC. Opţional există posibilitatea ca, pe parcursul intervalelor de nitrificare, concentraţia de O_2 să fie menţinută la valoarea dorită cu ajutorul a şase trepte de aerare.
Prin intermediul transductorului vor fi prestabilite valori ţintă pentru concentraţiile de NH_4-N şi NO_3-N pentru efluentul din bazinul cu nămol activat. Un factor de ponderare stabileşte care dintre cele două valori ţintă deţine prioritate. Pentru a decide dacă trebuie să aibă loc o alternanţă între nitrificare şi denitrificare, pe lângă abaterea absolută a valorilor de măsurare de la valorile ţintă prestabilite, trebuie să se ţină seama şi de viteza de modificare a valorilor de măsurare.
Pentru a garanta o funcţionare sigură în toate situaţiile şi pentru ca la instalaţiile cu stabilizare aerobă să nu se scadă sub vârsta aerobă necesară a nămolului, se stabilesc timpi minimi şi maximi pentru intervalele de nitrificare şi denitrificare, care sunt luaţi în considerare cu prioritate maximă de către regulator. Figura 7 prezintă structura de principiu a meniului de parametrizare.

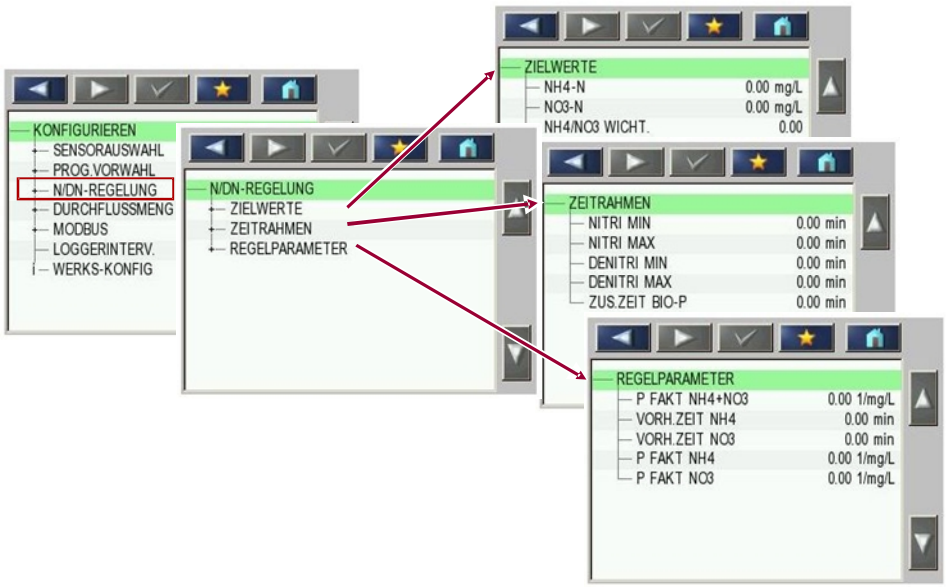


Fig. 7 Structură de principiu pentru controlul concentraţiei de NH_4-N şi NO_3-N [5]

Instalaţia de epurare Villau a asociaţiei Erft dispune de o capacitate de epurare de 5.000 LE şi este construită cu două linii. Ambele bazine de recirculare, cu câte 2 aeratoare cu tuburi, funcţionează intermitent.
Pe parcursul unei faze de testări de 4 săptămâni, aeratoarele cu tuburi ale liniei de epurare 1 au fost conectate şi deconectate în continuare conform unei scheme de timp fixe, în timp ce aeratoarele liniei 2 au fost comutate în funcţie de concentraţiile de NH_4-N şi NO_3-N.
Imaginea 8 stânga prezintă evoluţia concentraţiei de NH_4-N, NO_3-N şi de O_2 pentru zilele de 7 şi 8 mai. Pe linia de epurare cu comandă numai în funcţie de timp (stânga), pe baza încărcării reduse cu azot, concentraţia de O_2 creşte pe parcursul orelor de noapte, în fazele de aerare, până la 5 mg/l.

Această aerare excesivă nu are, ce-i drept, niciun fel de efecte negative pentru nitrificare, însă influenţează faza subsecventă de denitrificare, în care concentraţia de oxigen nu scade la 0 mg/l. Fără un mediu anoxic, nu are loc denitrificarea şi concentraţia de NO_3-N creşte în continuare pe parcursul denitrificării. Abia dimineaţa, odată cu încărcarea instalaţiei, concentraţia de O_2 scade din nou la 0 mg/l în timpul fazelor neaerate, în combinaţie cu o reducere a concentraţiei de NO_3-N. Însă concentraţia mare de NO_3-N constituită pe parcursul orelor de noapte nu poate fi eliminată peste zi.

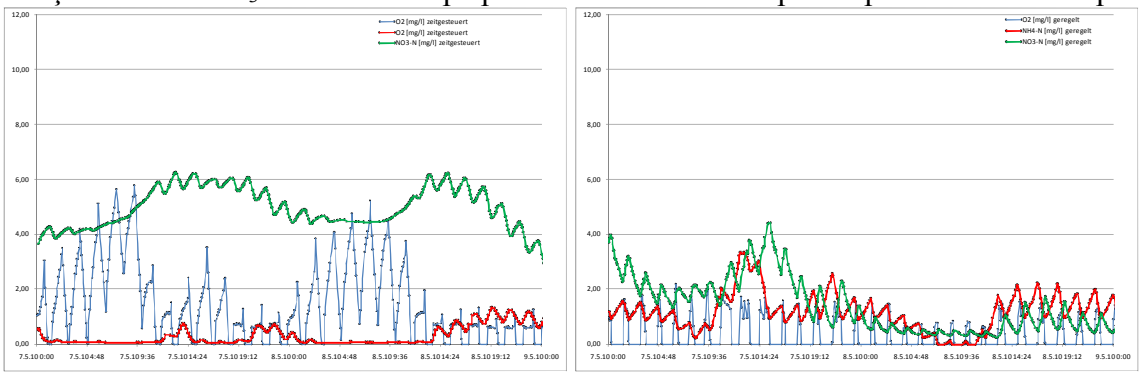


Fig. 8 Comparaţie între două linii de epurare cu şi fără sistem de comandă în funcţie de încărcare [2]

În comparaţie cu aceasta, figura 8, dreapta (linie de epurare controlată) prezintă evoluţiile corespunzătoare ale concentraţiilor pe linia de epurare 2 pentru acelaşi interval de timp. Aici, timpii de aerare sunt reglaţi în funcţie de încărcare cu ajutorul regulatorului WTOS N/DN. Valoarea ţintă pentru concentraţia de NH_4-N este de 2 mg/l, cea pentru NO_3-N este de 6mg/l. Pe parcursul orelor de noapte când încărcarea este redusă, timpii de aerare sunt considerabil mai scurţi. Consecinţa este o scădere a concentraţiei de O_2 la 0 mg/l pe parcursul pauzelor de aerare (mediu anoxic), în combinaţie cu o denitrificare. Ca urmare a acestui mod de operare, concentraţia de nitraţi şi, de asemenea, concentraţia totală de azot din bazinul 2 este considerabil mai redusă decât în bazinul 1, cel cu intervale de aerare reglate fix.

Figura 9 prezintă un eşantion zilnic de amestec pentru concentraţia de N_{tot}, evaluat în fiecare zi în laborator pe parcursul unei perioade de testare de 4 săptămâni, precum şi valorile medii zilnice ale concentraţiei de O_2. În linia de epurare controlată, valoarea medie pentru

- N_{tot} în jur de 48 % (măsură pentru variaţii considerabil mai mici),
- O_2 în jur de 61% (măsură pentru consumul de energie)

erau mai reduse decât în linia de epurare exploatată cu schemă de timp reglată fix pentru nitrificare, respectiv denitrificare.

Kiesewski relatează că, prin utilizarea regulatorului N/DN sunt realizate în plus economii de energie de 10%, şi că valorile efluenţilor se află în mod stabil cu cel puţin 20% sub valorile limită [6].

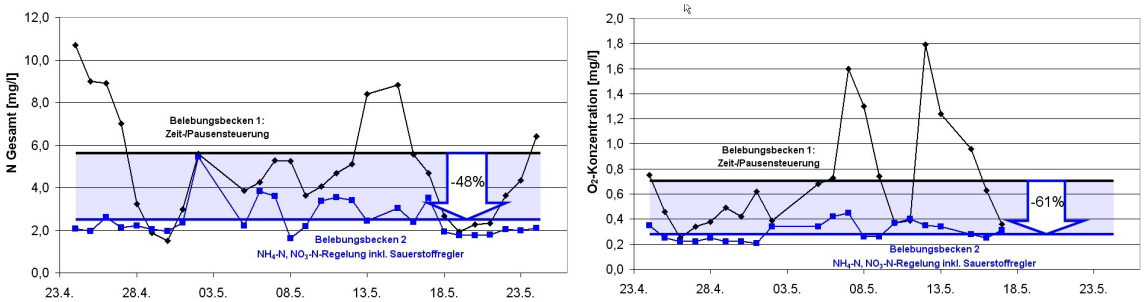


Fig. 9 Comparaţia celor două linii de epurare [2]

Rezultate la fel de bune au fost realizate şi la o instalaţie de epurare mică (2.000 LE) din Hessen. Acolo, după instalarea regulatorului N-DN, prin reducerea timpilor de aerare, s-a reuşit după câteva zile reducerea concentraţiei de NO_3-N de la aproape 10 mg/l la mai puţin de 5 mg/l (figura 10).

Ca un nou exemplu, figura 11 prezintă rezultatele regulatorului N/DN-RTC în instalaţia de epurare a unei întreprinderi industriale de prelucrare a pielii. Valorile limită pentru N_{tot} şi NH_4-N, stabilite în autorizarea conform legislaţiei pentru apele uzate, sunt pentru acest descărcător de 250 mg/l, respectiv 10 mg/l. Înainte de instalarea regulatorului WTOS N/DN-RTC, instalaţia a fost exploatată exclusiv cu denitrificare, ceea ce a dus la concentraţii foarte mari de NO_3-N, respectiv N_{tot}. Prin implementarea unui sistem de comandă a aerării în funcţie de încărcare, s-a reuşit în câteva zile reducerea concentraţiei de NO_3-N de la aproape 200 mg/l, la 20 mg/l. Introducerea intervalelor de denitrificare nu a avut niciun fel de influenţe negative asupra concentraţiei de NH_4-N. Exemplele arată faptul că, prin utilizarea unui management al proceselor în funcţie de încărcare, pot fi reduse considerabil concentraţiile de azot total. Pe baza reducerii timpilor de aerare şi a reciclării O_2, această reducere a azotului total este legată de cele mai multe ori şi de o reducere a costurilor energetice.
În cazul instalaţiilor cu stabilizare aerobă trebuie avut însă în vedere întotdeauna să se realizeze stabilizarea aerobă necesară a nămolului.

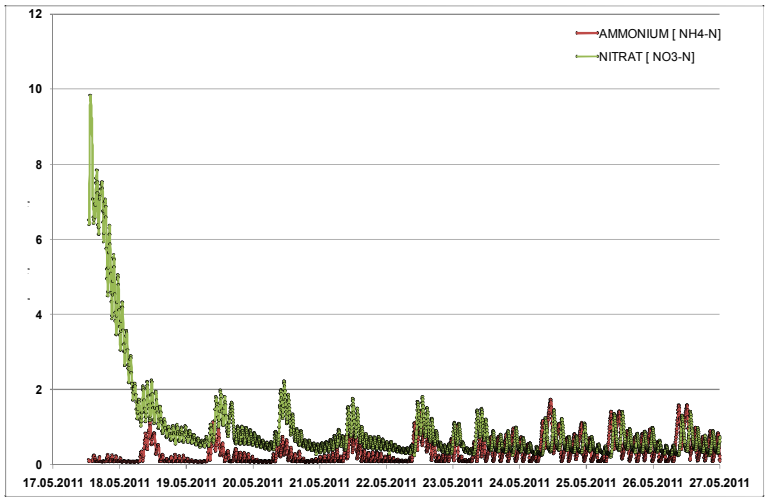


Fig. 10 Reducerea NO_3-N prin reglarea intervalelor de aerare în funcţie de încărcare

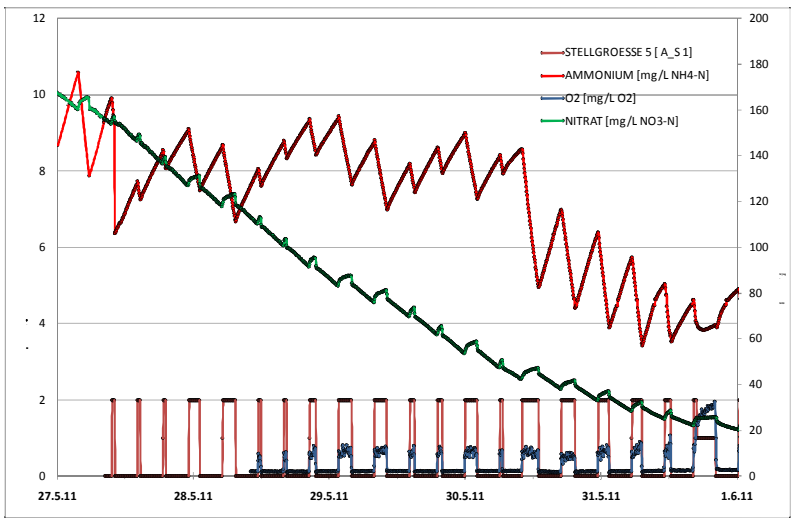


Fig. 11 Reducerea concentraţiei de NO_3-N în efluentul instalaţiei de epurare a unei întreprinderi industriale de prelucrare a pielii

CONCLUZII

Exemplele prezentate aici evidenţiază faptul că anumite procese din instalaţiile de epurare pot fi optimizate cu regulatoarele standardizate. Avantajele standardizării sunt oferite prin implementarea rapidă şi eficientă economic, precum şi prin operarea şi documentaţia unitară a regulatoarelor. Experienţa dobândită rapid ca urmare a creşterii numărului de instalări se concretizează în dezvoltarea în continuare a regulatoarelor şi poate fi folosită de toţi utilizatorii.
Progresele din tehnologia comunicaţiilor permit un schimb de date mai simplu între sistemul de management, PLC şi unităţile de control dintr-un anumit loc. Locul în care se calculează o mărime de reglaj (în PLC sau într-o unitate de control dintr-un anumit loc) este complet nesemnificativ, atâta timp cât toate datele sunt disponibile în sistemul de management şi este posibilă efectuarea de acolo a parametrizării.
Pe lângă regulatoarele prezentate pentru optimizarea eliminării chimice a fosforului şi pentru denitrificarea intermitentă, sunt în pregătire, respectiv sunt deja disponibile, module pentru

- comanda nitrificării în instalaţii cu reactor secvenţial de lot
- reglarea vârstei nămolului activ
- optimizarea adaosului de polimeri la îngroşarea şi deshidratarea nămolului
- comanda descărcării nămolului primar

Fiecare dintre aceste module poate fi instalat ca modul independent într-o uzină de epurare. Însă modulele pot fi de asemenea combinate, pentru comanda simultană a mai multor sub-procese.

BIBLIOGRAFIE

[1] *Baumann, P. (2003):* Chemische Phosphatelimination aus Abwasser, Editura Oldenbourg
[2] *Spuling, E., Karg, U. (2011):* WTOS-Optimierung der P-Fällung kompensiert Investitionskosten, HACH LANGE Raport de aplicaţie
[3] *Carrier, E; Amaud, P. (2010):* Régulation de l'injection de réactif pour la déphosphatation physico-chimique des eaux usées dans les stations d'épuration, L'EAU, L'INDUSTRIE, LES NUISANCES - N° 332 , S. 84 – S. 88
[4] *Panzer, J., Karg, U. (2011):* "Gleich nach der WTOS-Inbetriebnahme sank der Fällmitteleinsatz erheblich!", HACH LANGE Raport de aplicaţie
[5] *Hach Lange (2011):* N/DN-RTC Regelung der Belüftung bei der Stickstoffelimination im intermittierenden Betrieb, Instrucţiuni de utilizare
[6] *Kiesewski, R. (2011):* „O_2 und Zeit sind nicht mehr alles. WTOS regelt belastungsabhängig. HACH LANGE Raport de aplicaţie

Aspects of water demineralization with mixed-layer ion-exchangers

Rogoveanu Radosavlevici I.[*], Stoicescu A.[*], Robescu D.[*]
[*]Department of Hydraulics, Hydraulical Machinery and Environmental Engineering, University POLITEHNICA of Bucharest, 313 Splaiul Independentei 060042, Bucharest, Romania (rad_iu@yahoo.com; andrei.stoicescu@skivirus.com,, dan.robescu@upb.ro)

Abstract
Ion exchange is used for water treatment on a large number of separations from water-based and non-water-based media, it has a special use in chemical synthesis, medical research, agriculture and food processing. The utility of ion exchange is primarily that the ion-exchanger can be regenerated and reused. Ion exchange is being used more often in the nuclear industry for recuperation and separation of radioactive elements such as Uranium, Plutonium, fission products and other impurities.This experimental application sets to investigate total water demineralization for the public water distribution network in Bucharest, Romania, which is achieved through a method of passing the water flow through an acid cation mixed layer (Purolite C100) and an alkaline anion (Purolite A400). For this purpose, the qualitative and quantitative influence of the flow speed through the layer, the total volume of ion exchangers and working temperature over the process dynamics and the quantitative characterization of the investigated process using a 3-factor experimental research plan were tracked. A mathematical model was elaborated in order to describe the process dynamics for ion exchange in fixed and mixed layer with ion exchanging
The cation and anion particles are identical, sphere shaped objects with a diameter of d_P;
Ion exchange takes place between H^+ ions that are initially found in the cationite and the j cationites in water and resin. In order to achieve this objective some simplifying assumptions were made: the anions exchange takes place between the OH^- anions initially found in the anionite and the k anions in water; for simplicity consider $j=Ca^{2+}$, $k=HCO_3^-$;
The ion exchange process takes place on the ion changer's particles' surface;
The global ion exchange speed depends on the speeds of elemental surface retention and release processes;
The ion retention process speed is directly proportional to the number of active loci in the exchanger and the ion concentration in liquid state;
The ion release process speed is directly proportional to the concentration of ion in solid state;
Piston flow with axial dispersion of the liquid state;
The axial dispersion coefficient is determined with the Levenspiel formula;
The ion exchange process is isothermal.

Keywords
Anionite, axial dispersion, cationite, demineralization, ion exchange

Ion exchange and ion exchangers

Ion exchange systems are insoluble substances that contain weak ions that can be exchanged with other ions from the substances they come in contact with. These exchanges take place without other physical modifications in the ion exchange system. Exchanged ions can be H^+ or OH^- , which makes them capable of exchanging positive ions (cations exchangers) and negative ions (anions exchangers). Many natural substances like proteins, cellulose, galvanic elements and impurity particles show properties similar to ion exchangers, which plays an important role in their natural function. Carbon-based and resin-based synthetic ion exchanging materials were the first utilized at an industrial level in the 1930s. Several years later sulphonate groups polystyrene resins were developed to form cation exchangers or aminic groups to form anion exchangers. Ion exchanging resins are polymers capable of exchanging their own ions with the ones of substances that are passed directly through them. This characteristic was also observed in natural systems like the soil and living cells. Synthetic resins are used to purify water but also in applications where the separation of elements is the goal. Research in the field of ion exchange that was conducted until

the beginning of the XX-th century focused on the ion exchange in the presence of alumo-sillicates and humates. In 1905 synthetic sodium alumno-sillicates were made. These were the first substances utilized for the ion-exchange water softening. Because they dissolve in water when the pH drops under 7 but also because of their reduced exchange capacity, water treatment using alumno-sillicates never got to an industrial scale. The next step in the evolution of ion exchange was the obtaining of sulphonated coals. What makes this an interesting discovery is the fact that this ion exchanger (the sulphonated coal) can operate in a large pH spectrum (from pH=1 to pH=10); thus new possibilities of industrial use emerge. The deficiency of this material is that it has a lower ion exchange rate in comparison to the alumno-sillicates mentioned above. Several years later, once the Novolac polymer was synthesized (made by the copolymerization of fenol with formaldehyde), it was sulphonated so a strongly acid cationite was produced. Using the same base polymer, through amination, the first weak basic anionite was developed. It was rapidly observed that these polymers cannot retain ions at high levels of pH. Before 1940, the first styrene-divynil-benzene polymer was synthesized, which was used in the fabrication of strong acid cationites and strong basic anionites; thus the base of the resin ion exchangers was formed, which is still used today in softening and demineralization (total or partial) of water.Presently, ion exchange is employed to treat water in a large number of separations from watery and non-watery media, it has a special use in chemical synthesis, medical research, agriculture and the processing of a large number of foods. The usefulness of ion exchange comes primarily from the possibility of regeneration for the ion exchanger and, implicitly, its reuse. Ion exchange is used more and more in the nuclear industry for the recovery and separation of radioactive elements such as Uranium and Plutonium, fission products and other impurities.

Formal description of the ion exchange process

Ion exchange processes are part of the double-exchange reactions that take place in heterogeneous solid-liquid systems (ion exchanger medium – electrolyte substance) or in heterogeneous liquid-liquid systems (in the case of liquid ion exchangers). In all the cases, ions from the electrolyte replace same-charge ions from the molecular structure of the ion exchanger. Ion exchange is, thus, a reversible reaction between an ion from a solution and one with the same electrical charge attached to a solid immobile particle (in the case of the solid ion exchanger). Because of the many similarities between the absorption process and the ion exchange process, the two can be analyzed using similar models. Ion exchange is an adsorption phenomenon in which ions are retained in the electrically charged functional groups at the ion exchange resin surface by electrostatic forces. Unlike adsorption, ion exchange implies an ion swap whilst maintaining the solution's electro neutrality. Therefore, the ion exchange is a physical separation process where the exchanged ions are not chemically altered. (Petruş, Warchol, 2003).

Water demineralization in ion exchanger mixed layer

The purpose of experimental investigation and the chosen solution

The current experimental application sets to investigate total water demineralization in the public distribution network by passing through a mixed layer of strongly acid cationite (Purolite C100) and a strongly basic anionite (Purolite A400). For this purpose the influence of qualitative and quantitative influence of flow speed through the layer and the influence of the total volume of ion exchangers and the working temperature over the process dynamics and the quantitative characteristic of the investigated process in the base of research organization following a 3-factor plan.

Presentation of the experimental installation

To obtain experimental data with the purpose of characterizing the dynamics of urban network water demineralization ion exchange. The laboratory pilot installation consists of a glass column which holds the mix of the two cationite and anionite resins laid on a glass spheres substrate, a pump for the fluidization and loosening of the two ionic masses, a pump for the installation inflow, stock tanks for the effluent and the influent. The glass column has an interior diameter of 0.038 m ($d = 0.038\,m$) and the two ion masses were used in equal amounts but due to the difference in density, the volume ratio between the cationite and the anionite was 1 to 1,4. The installation thermostatification was done with the aid of a laboratory thermostat provided with a thermal agent recycling pump. To insure constant working flows, a piston dispenser pump was chosen, provided with a flow regulation device. The installation scheme is presented in figure 1: Catalog characteristics for the cationite and anionite used for the experiment are as follows.

Table 1. Catalog properties of Purolite C100 and Purolite A400 resins

Purolite C100		Purolite A400	
Base polymer	PST-DVD gel	Base polymer	PST-DVD gel
Shape	Spheres 0.6-0.7 mm	Shape	Spheres 0.6-0.85 mm
Density	1200 Kg/m^3	Density	1080 kg/m^3
Working humidity	0.53 kg water/kg sist.	Working humidity	0.51 kg water/kg sist.
PH	0-14	PH	1-10
Max Temp. R-H	120^{0}C	Max Temp. R-H	60^0 C
Exchange capacity	0.0383 gNa/g Ras. Us.	Exchange capacity	0.0427 gCl/g Ras.us
Functional group	Sulphonic acid	Functional group	Quaternary Ammonia

Experimental results

In the experimental section of this work qualitative and quantitative influence of process factors were followed, namely layer flow speed and working temperature. It was opted to lift the breakdown curves according to a factorial 2^3 plan where the temperature (T), the flow speed (w_f) are the decisive process factors having 2 levels for each of them: for the layer flow speed: $w_f = 0{,}5 \cdot 10^{-3} m/s$ to a fictive speed of $w_f = 4{,}46 \cdot 10^{-3} m/s$ and for the process temperature from $T_1 = 23\,C^\circ$ to $T_4 = 52\,C^\circ$. If a ion exchanger column is considered, downward crossed by a solution of c_0 concentration and in the initial state the exchanger does not hold the species which needs to be retained, the timely variation of effluent concentration throughout the column can be presentet in the form of the *breakdown* curve (fig. 2.). The shame is due to changes in the exchanger layer as the system nears the breakdown state and saturation with ions that need to be retained. When in contact with the feed solution that crosses it downward, the superior stage of the exchanger layer will first fix (adsorb) the ion fast and efficient so that the substance nearing the end of the column (point a) is almost free of the ions that need filtering out. When the resin selectivity for the solution ions is large, a distinct exchange era is formed, which is shifted towards the column exit, leading to a maximum use of the resin. The reaction between solution ions an resin ions actually takes place in this well defined region of the exchanger. The height of the exchange zone depends on the reaction speed and the feed solution concentration but is independent of the column height. When the resin selectivity for the ion that needs to be filtered is dropped, a diffuse reaction front is developed, the length of the reaction zone depending on the selectivity coefficient and the height of the exchanger column layer. The higher the column is, the larger the reaction zone gets and the resin operation capacity enlarges. (Dardel, Arden, 1989).

Above the exchange area, the exchanger reaches an equilibrium state in relation to the effluent liquid (because in this section of the layer the solution is already saturated with ions that need to be retained); under this zone the liquid is in the initial state in relation to the effluent (the state before the ion exchange began). Later, (point (b) in fig 2, approximately half of the layer is saturated but the effluent concentration is still very small, near zero. As the ion exchange process continues, the exchange zone descends, with a speed that depends on the inflow speed, but significantly lower than it. When the lower part of the exchange zone touches the base of the exchanger in the effluent (point c) the first traces of ions which should have been trapped emerge; this moment is called *the breakdown point*; from this moment on the concentration of the solute in the effluent suddenly rises (the effluent shows signs of the first ions which should have been trapped by the resin). In the case of continuous flow of the solution through the ion exchanger column, the concentration of ions in the effluent continues to increase as the exchange zone crosses over the base of the ion exchange layer; in point (d) the initial value of the ion concentration is reached (noted with c_0). When the concentration of the effluent in the ion exchanger column equals the concentration of the ions in the inflow, the column is considered *saturated* with the ions which were to be trapped so this moment does not coincide with the moment of column exhaustion because the exchange zone did not yet reach the bottom of the column.

Fig. 1 Installation scheme

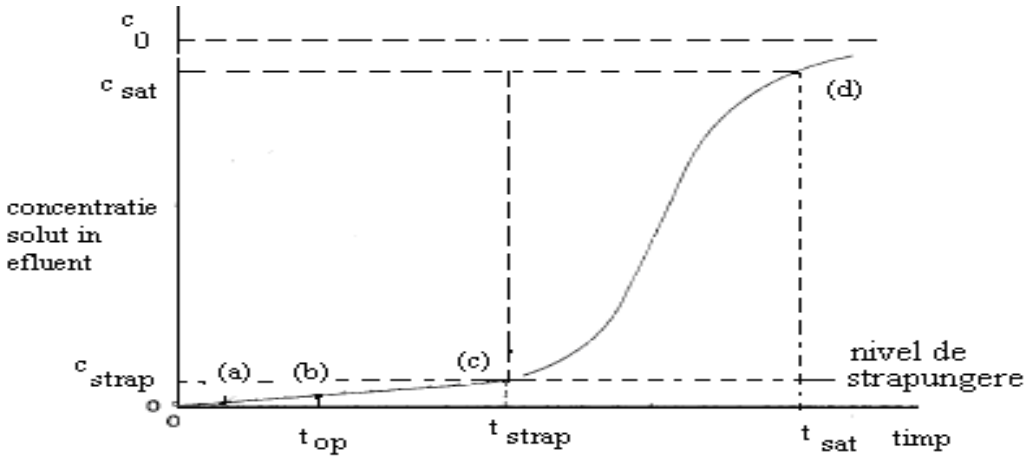


Fig. 2 The shape of the breakdown curve

The projection of the ion exchange units requires knowledge about the capacity of the ion exchange resin layer and the efficiency of the ion exchange process. *The total exchange capacity* of the resin expressed in equivalents per mass (or volume) unit represent the number of active positions available in the resin. The capacity is expressed differently, frequently in dry resin equivalents (eq) per kilogram (mass capacity C_p) or wet resin equivalents per liter (volume capacity C_v). The total exchange capacity o the column can be graphically represented by the hatched portion in fig.3 .

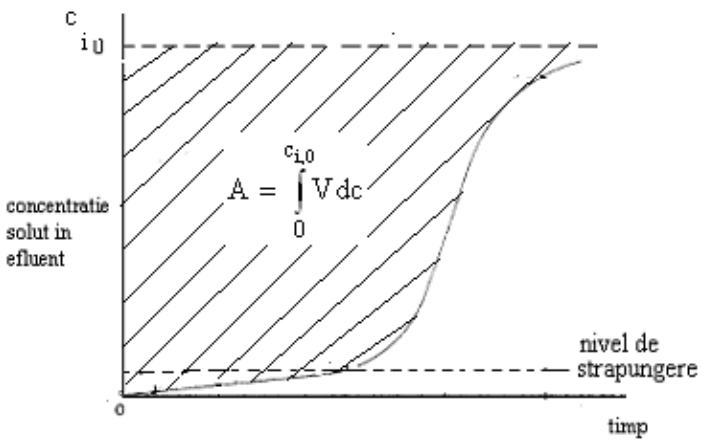


Fig. 3 The graphical representation of the total exchange capacity on the breakdown curve

In the industry the so-called *effective capacity (breakdown capacity)* is used, which expresses the number of participant ion groups to the exchange reactions per mass or volume unit of resin, in given operation conditions. The resin operation capacity is not directly proportionate to the quantity of regeneration agent used. It can represent a larger o smaller proportion of the total capacity and depends on the number of process variables including:

- resin ions concentration and type
- flow speed of the solution through the column
- temperature
- height of the resin layer
- type, concentration and quantity of regeneration agent used

The concentration of the inflow, the flow speed and the concentration of the regeneration agent can be varied for the development of the relations between the resin use and regeneration agent efficiency so that the optimal system operation conditions can be selected. *The efficiency* is the concept used to indicate the degree of regeneration agent usage. The ion exchange column

efficiency is the ratio between the operational exchange capacity and the theoretical exchange capacity that can be determined on the specific quantity of regeneration agent used. In order to determine the operation capacity and the column efficiency experimental investigation is necessary.

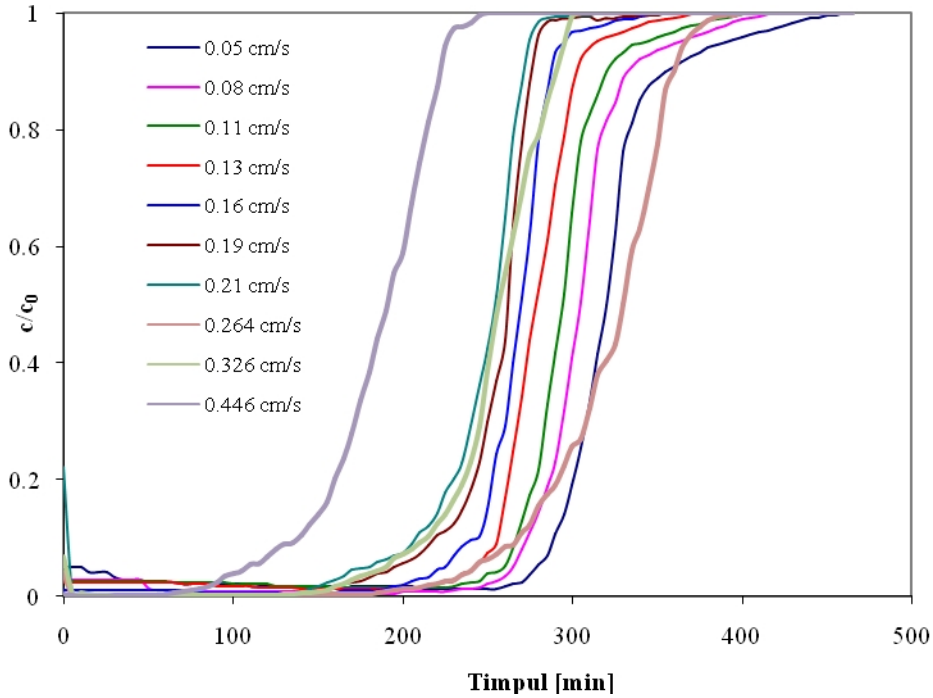


Fig. 4 Breakdown curves for different fictive flow speeds with a constant temperature of 23° C

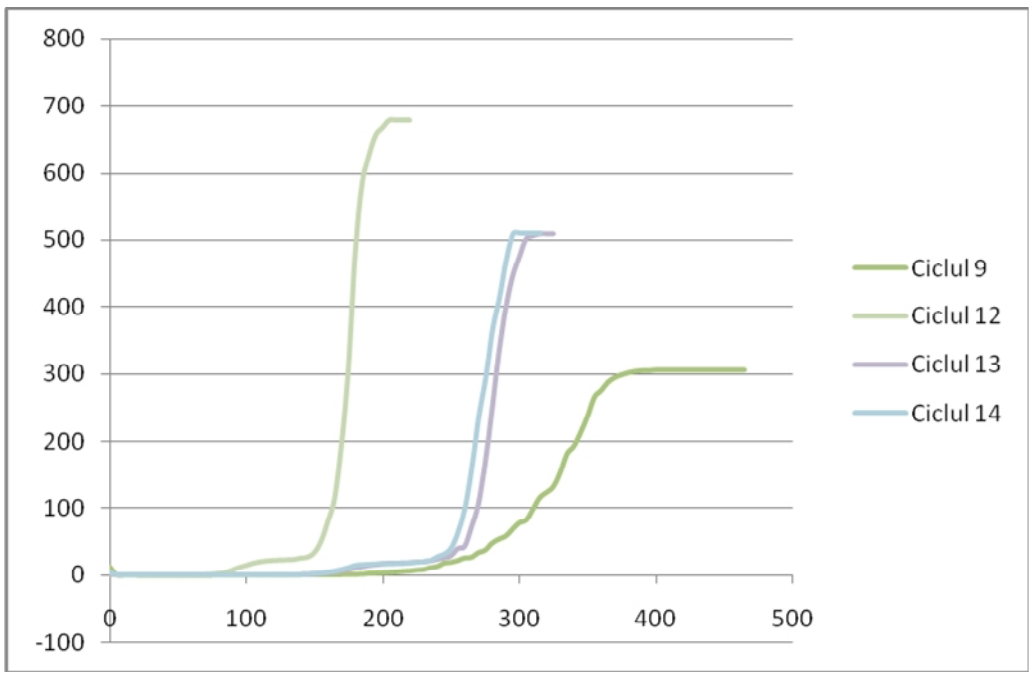
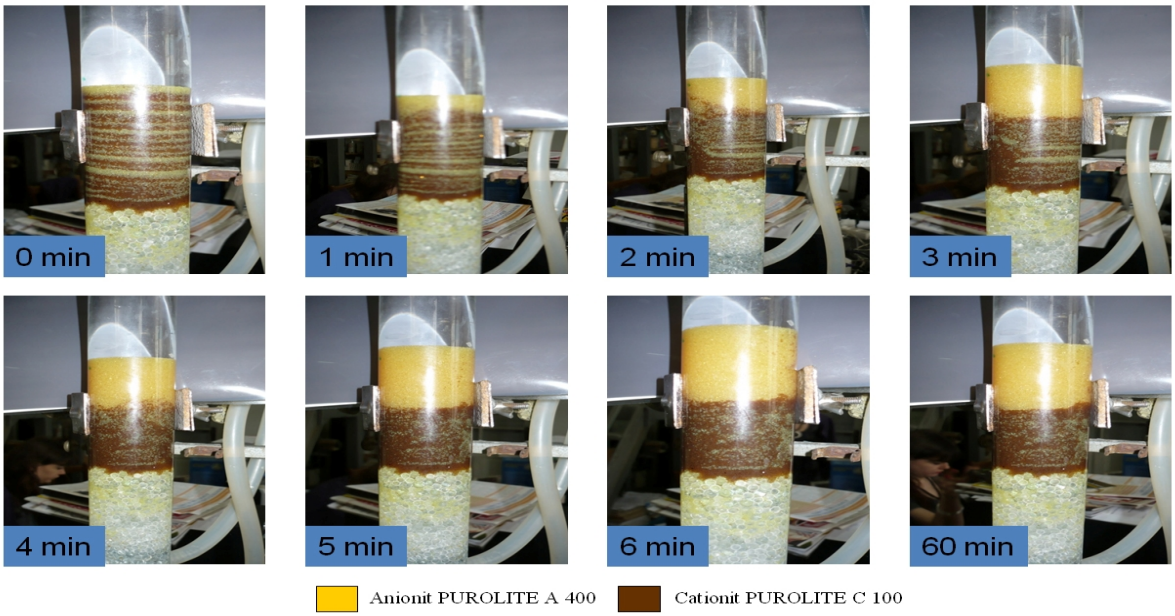


Fig. 5 Breakdown curves for different temperatures with a constant fictive flow speed

Every breakdown curve is characterized by a certain state of factors and one or more feedbacks. The process temperature (T), the solution flow speed, (w_f), and the total volume of ion exchangers are determinative process factors, and the breakdown time, the saturation time and the ion exchange



efficiency are the representative feedback of the ion exchange process. Values for the breakdown times and saturation times have been determined from the breakdown curves in fig. 5-6. At the end of a work cycle (due to the increase of electric conductivity of the effluent until the equalization of the electric conductivity of the influent) the regeneration of the ion exchanger begins. The following steps are taken. The resin mix fluidization by introduction of an ascending water flow through the column, a process illustrated for two fictive speeds in the pictures below.

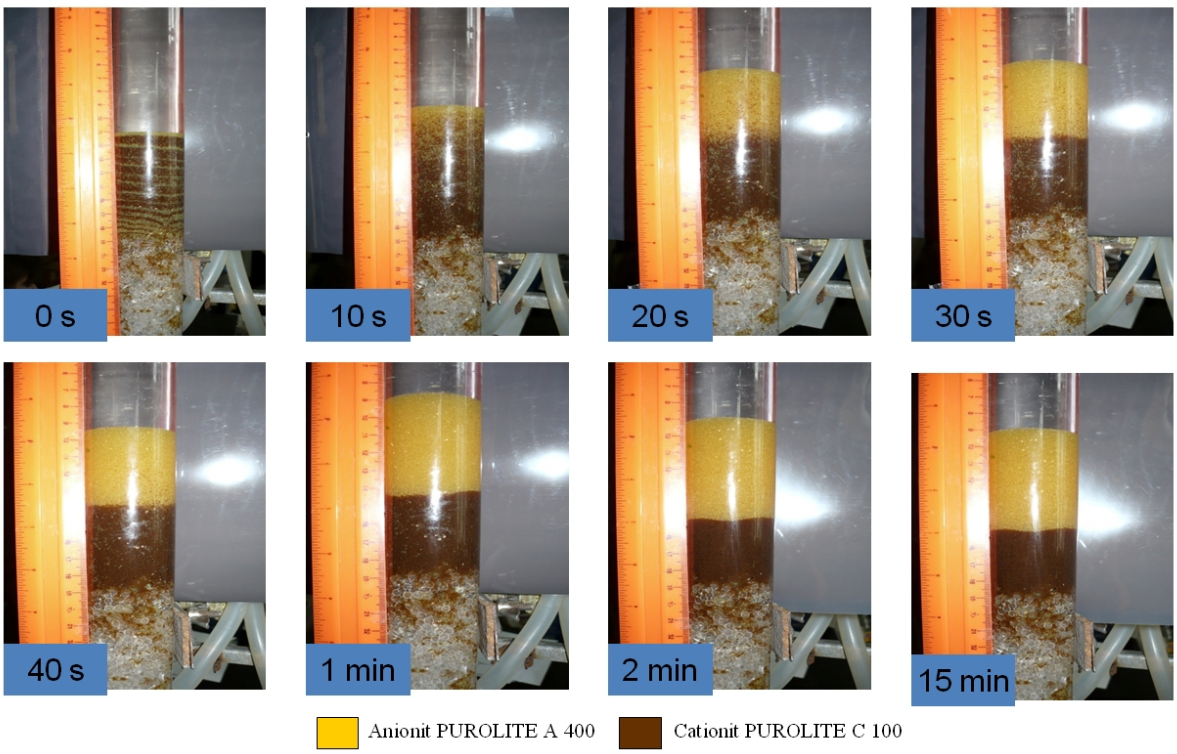


Fig .7 Fluidization at a fictive speed of 0,13 cm/s

The second photo shows that, after some attempts, the optimal fictive speed for fluidization was obtained.

a. The fluidization pump is stopped, the column is emptied so that the ion mass is only immersed in water.

b. A sodium hydroxide solution 4% is prepared to be introduced via the dispenser pump with a flow of 10 cm^3/min (which will remain constant throughout the regeneration process) in the anionite (the top layer). Dispersion is closely followed by monitoring the electric conductivity and pH for the effluent and is considered completed when pH = 13,06 ÷ 13,1 and the electric conductivity exceeds de 300mS/cm.

c. The slow wash process is then started using demineralized water, at the same flow as with the anionite dispenser; the wash process inspection is done by monitoring the electric conductivity and pH and is considered completed when the electric conductivity falls below 500mS/cm, and the pH reaches neutral values.

d. The cationite ion mass is regenerated using the same dispenser pump at the same flow speed as for the dispensing and wash of the anionite. Hydrochloric acid solution 5% is used and the dispensing process is considered complete when the electric conductivity of the effluent is approximately 300mS/cm and the pH drops to 0,47÷0,5.

e. The slow wash using demineralized water is followed by monitoring the same values as for the previous steps and is considered complete when the electric conductivity drops below 500micro Siemens per centimeter and the pH reaches a neutral value.

f. After the regeneration-wash processes are over it's back to mixing the two ion-exchanging resins with an upward flow of air, a process which prepares the installation for the next usage cycle.

The factors' values and the process efficiency were calculated with the formulas 2.1-2.6. For the table 2.1 it was taken into consideration that:

The solution flow speed is calculated in relation to the column diameter and the volume flow of substance through the column with relation 2.1. in which (d) is the interior column diameter and G_V is the volume flow of the solution through the ion exchange column, in cm^3/min.

$$w_f = \frac{10^{-6}}{15\pi} \frac{G_V}{d^2} \tag{2.1}$$

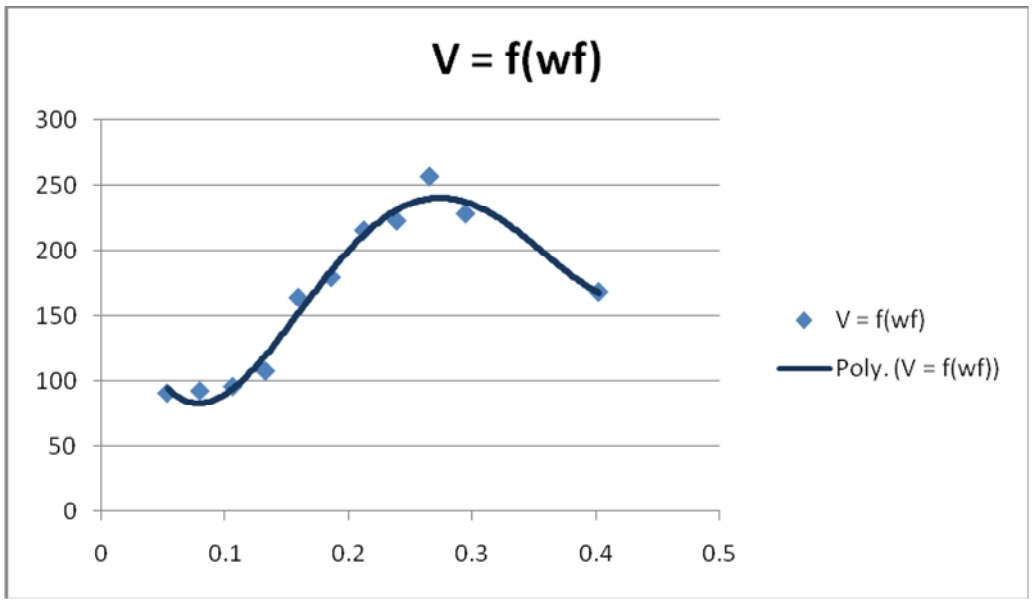


Fig. 8 Demineralized water volume variation in relation to the fictive speed (conductivity < 1μS/cm)

Total ion exchanger volume, V_S, can be deduced with relation (2.2) in which H_s is the height of the exchange layer, expressed in meters

$$V_S = \frac{\pi d^2}{4} H_S$$

(2.2) *Stationary time,* t_{stat}, is calculated with relation (2.3) where ε_0 is the porosity of the sphere particles layer of ion exchangers ($\varepsilon_0 = 0.35$)

$$t_{stat} = \frac{\varepsilon_0 V_S}{10^{-6} G_V}$$

(2.3)

The saturation level of the exchange area, f, can be obtained in relation to the saturation time, the breakdown time and the breakdown curve; if the saturation level of the exchange area is f=0, then the ion exchanger is saturated which the species which needed be filtered; if f = 1, the solid from the exchange area has no adsorbed species and the zone formation time is very small, even zero.

$$f = \frac{1}{t_{sat} - t_{str}} \int_{t_{str}}^{t_{sat}} \left(1 - \frac{c}{c_0}\right) dt \qquad (2.4)$$

The height of the exchange area, H_z represents the height of the ion exchange mass layer where the ion exchange takes place; it can be calculated in relation to the breakdown time and the saturation time with the equation (2.5).

$$H_Z = H_S \frac{t_{sat} - t_{str}}{t_{sat} - (1-f)(t_{sat} - t_{str})} \qquad (2.5)$$

Fixed layer ion exchange process modeling

In order to achieve this objective the following simplifying assumptions were made:

- Cationite and anionite particles are identical and perfectly spherical with a diameter d_P;
- Cation exchange takes place between H^+ ions from the cationite and *j* cations from the water and the anion exchange takes place between OH^- ions from the anionite and the *k* anions in water; for simplification, consider $j=Ca^{2+}$, $k=HCO_3^-$;
- The ion exchange process takes place on the surface of the ion exchange particles;
- The global ion exchange speed depends on the speeds of the elemental processes of ion retention on the ion mass spheres' surface;
- The speed of the ion retention process directly depends on the number of active locus on the ion exchanger's surface and the ion exchanger concentration in the solid state;
- The speed of the release process directly depends on the concentration of the ions in the solid state;
- Piston flow with axial dispersion in the liquid state;
- Axial dispersion coefficient is determined with the Levenspiel equation. The ion exchange process is isothermal.

Equations and restrictions system:

Species conservation equations in the liquid state *i* (*i=k,j*):

$$\frac{\partial c_i}{\partial \tau} + w_f \frac{\partial c_i}{\partial x} = D_l \frac{\partial^2 c_i}{\partial x^2} - v_{ex,i}(c_i, s_i)$$

(1)

Species conservation equations in the solid state *i* (*i=k,j*):

$$\frac{\rho_b}{\varepsilon_b}\frac{\partial s_i}{\partial \tau} = v_{ex,i}(c_i, s_i)$$

(2)

Equations for the global process speed for *i* (*i=k,j*) species:

$$v_{ex,i}(c_i, s_i) = k_{1i}\left(1 - \frac{a}{Q}s_i\right)c_i - k_{2i}s_i$$

(3)

Relations which describe H^+ and OH^- ion transfer from the solid to the liquid state:

$$w_f\,\varepsilon_b\frac{dc_H}{dx} = (1-\varepsilon_b)\rho_p\frac{ds_H}{d\tau} \quad (4)$$

$$w_f\,\varepsilon_b\frac{dc_{OH}}{dx} = (1-\varepsilon_b)\rho_p\frac{ds_{OH}}{d\tau} \quad (5)$$

Conditions of neutrality for the solid state

$$s_{H,0} = s_H + z_j s_j \quad (6)$$

$$s_{OH,0} = s_{OH} + z_k s_k \quad (7)$$

Initial conditions for the *i* species *(i=j, k)*

$$\tau = 0 \qquad 0 \le x \le H \qquad c_i = 0, s_i = 0$$
$$s_H = s_{H,0}, s_{OH} = s_{OH,0} \quad (8)$$

Limit conditions for the *i* species *(i=j, k)*

$$\tau > 0 \qquad x = 0 \qquad c_i = c_{i,0} \quad (9)$$

$$\tau > 0 \qquad 0 \prec x \prec H \qquad c_i \le c_{i,0}, s_i \le s_{i,eq} \quad (10)$$

$$\tau > 0 \qquad x = H \qquad \frac{dc_i}{dx} = -\frac{w_f}{D_l}(c_i - c_{i,ef}) \quad (11)$$

Validation of the mathematical model

k_{1j}, k_{2j} parameter values were estimated by minimization of the objective function (12) in which c() is the concentration value in the effluent anionite that was obtained experimentally.

$$f(k_{1j}, k_{2j}) = \sum_{\tau}\left[c_k(\tau, H) - c(\tau)\right]^2 \quad (12)$$

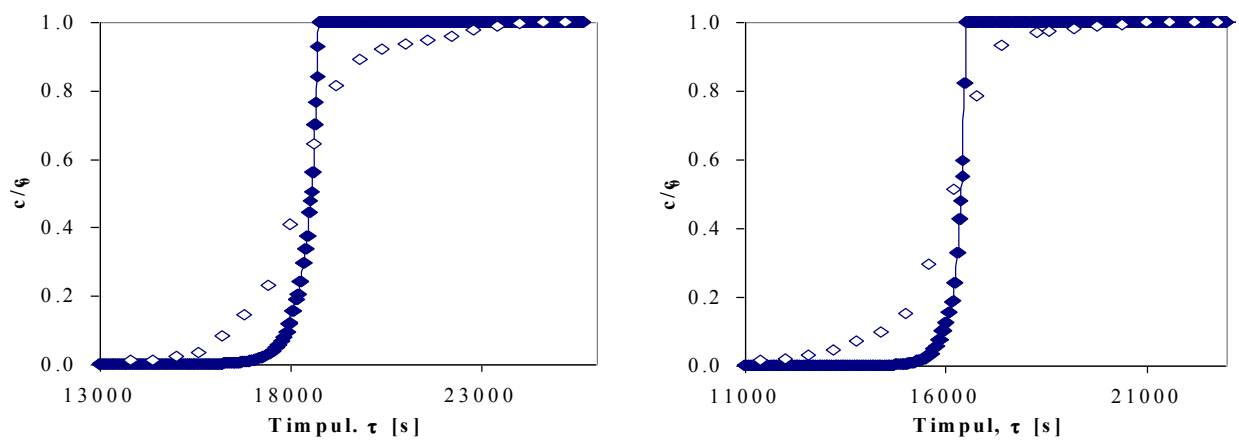


Fig. 9 Breakdown curves at t=23 ^{0}C: ◊- exp; ♦- model (k_{2j}=0.32·10^{-2} g·L^{-1}·s^{-1} $k_{1j} = 161.65\,w_f^{0.88}$)

Tabel 2 Estimated values for parameters k_{1j} and k_{2j} at t=23 ^{0}C

No	$W_f*10^2(ms^{-1})$	$k_{1j}*10(s^{-1})$	$k_{2j}*10^{-2}(gL^{-1}s^{-1})$
1	0,05	2,10	0,32
2	0,08	3,00	0,32
3	0,11	4,10	0,32
4	0,13	5,10	0,32
5	0,16	5,65	0,32
6	0,19	6,65	0,32
7	0,21	7,35	0,32
8	0,27	9,35	0,32
9	0,30	10,07	0,32
10	0,40	11,90	0,32

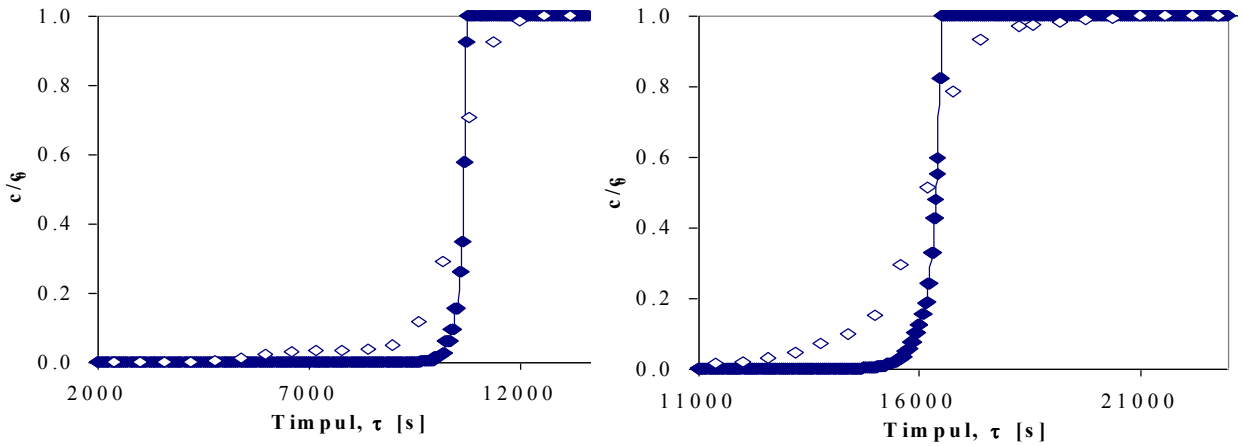


Fig.10 Breakdown curves at t=23 ^{0}C- 52^{0}C: ◊- exp; ♦- model (k_{2j}=0.32·10^{-2} g·L^{-1}·s^{-1}, $k_{1j}=161.65\,w_f^{0.88}$ **)**

Tabel 3 Estimated values for parameters k_{1j} and k_{2j} at t=23 ^{0}C- 52^0 C

No.	T(^{0}C)	$k_{1j}*10(s^{-1})$	$k_{2j}*10^{-2}(gL^{-1}s^{-1})$
1	23	9,35	0,320
2	32	7,95	0,367
3	42	7,58	0,385
4	52	7,49	0,390

CONCLUSIONS

A pilot laboratory installation was designed and built for the raw water treatment using a mixed-layer ion exchanger (strongly basic anionite PUROLITE A 400 + strongly acid cationite PUROLITE C 100). Breakdown curves were traced for the experimental operation at different fictive water speeds and operation temperatures; it was found that at high values of speed an d temperature the breakdown occurs faster; the demineralized water volume increases with speed up to a value of 0.3 cm/s, from which the volume is constant. In order to describe the ion exchange process dynamics a mathematical model was proposed, based on the axial dispersion piston flow model in the liquid state, having its parameters estimated by experiment. Separation of the saturated mixed layer was accomplished by fluidization with water; thus a superior layer of anionite was formed and an inferior layer of cationite; the separation of the two layers is total and faster at a higher speed of the fluidization agent (0.13 cm/s)

ACKNOWLEDGEMENT

This work has been funded by the European Social Funds, Sectoral Operational Programme Human Resources Development 2007-2013 of the Romanian Ministry of Labour, Family and Social Protection through the Financial Agreement POSDRU/88/1.5/S/76903
This work has been funded by the European Social Funds, Sectoral Operational Programme Human Resources Development 2007-2013 of the Romanian Ministry of Labour, Family and Social Protection through the Financial Agreement POSDRU/88/1.5/S/76909

BIBLIOGRAPHY

1. *Dardel,* F de and *Arden*, T. V.,"Description of the Ion-Exchange Cycle", Ion Exchange, Principles and Applications (1989), Rohm and Haas Separation Technologies, Chapter 8.1
2. Inglezakis V.J., Grigoropoulou H. (2004), "Effects of opering conditions on the heavy metals by zeolite in fixed bed reactors", A.J. Hazardous Mater, B112, (pp. 37-43)
3. El-Kamash A.M., Zaki A.A., El-Geleel M. Abd, (2005), "Modeling batch kinetics and thermodynamic of of Zinc and Cadmium ions removal from waste solution using syntethic zeolite", A. J. Hazardous Mater, 127, 2005, (pp. 211-220)
4. Pehlivan E. Altun T., (2006), "The study of various parameters affecting the ion exchange of Cu2+, Zn2+, Ni2+, Cd2+ and Pb2+ from aqueous solution on Amberlite, R120 syntethic resin", Journal of Hazardous Materials, 134 (1-3), 149-156
5. Petrus R., Rzesz , J.W.,"Ion exchange equilibria between clinoptilolite and aqueous solutions of Na^{+}/Cu^{2+} , Na^{+}/Cd^{2+} and Na^{+}/Pb^{2+}", Microporous and Mesoporous Materials 61 (2003) 137–146

Considerations on water quality analysis of Siret River in risk pollution

Mănescu A. *, Luca M. **
* PhD ing."Gheorghe Asachi" Tehnical University of Iaşi, Faculty of Hidrotechnics, Geodezic and Environmental Engineering, 65 D. Mangeron, 700050 Iaşi, Romania
(E-mail: *manescuandreea_85@yahoo.com)*
** prof.univ.dr.ing "Gheorghe Asachi" Tehnical University of Iaşi, Faculty of Hidrotechnics, Geodezic and Environmental Engineering, 65 D. Mangeron, 700050 Iaşi, Romania
(E-mail: *mluca@yahoo.com)*

Abstract
This paper presents studies on the Siret river water quality monitoring in a number of sections with a pollution risk. Water samples are analyzed and presented in the paper were taken from monitoring section located on the Siret River. The analysis of water samples collected parameters were determined a physical - chemical water quality, whose value has been compared with those provided in the standards and regulations in force. Key evidence examined were related to the content of ammonium ions, nitrates, metals. The period of analysis was considered in the months March to August 2009. After analyzing the ion concentration values determined there was an increase in the maximum permitted for a number of parameters inducing quality class V of the Siret River in August 2009.

Keywords
Sources of pollution, water quality monitoring, wastewater.

INTRODUCTION

Above study shows that the consumption of water does not decrease the natural resources that are recoverable, but their use is limited due to pollution (Luca, 2004).
After the UN definition of water pollution is directly or indirectly changes the normal composition of it, as a result of human activity (Luca, 2004).
Pollution can differentiate into several types:
Biological Pollution - bacteriological, virological, parasitological is the oldest type of pollution - linked directly to human presence.
Physical pollution concerns in particular the pollution with radioactive substances. There is a thermal pollution and the pollution caused by floating or settled insoluble elements, regarded as the latest type of pollution, characteristic of highly developed areas.
Chemical pollution is the penetration of chemicals in water ranging from the easily degradable organic, toxic to the persistently high.
Water pollution sources are classified according to several criteria, due to their diversity, as follows:

1. by origin: activities of domestic, industrial, agriculture, transport;
2. as the range of pollutants: local sources (sewage pipes, landings) or diffuse (spread the pollutants over a larger area);
3. by their position: fixed and mobile (cars, houses, moving equipment) (Cojocaru, 1995).

Wastewater pollutants may be due to: sewage, industrial water from mining, metallurgy, petrochemical industry, food industry, agribusiness water, polluted storm water (Ciornau, 2000).
Water pollution is reduced substantially from its initial value due to its self-purification capacity. Treated or untreated sewage, after discharge processes are subjected to physical, chemical and biological processes that lead - eventually - the orifice size of the receiving water (Balaban, 2008).

Solutes enter river wáter from both natural and anthropogenic sources, with rainfall, rock weatherning and evaporation-precipitation processes being the most important natural contributors

to solute levels in rivers (Feth, 1971; Gibbs, 1970; Meybeck, 1984; Kilham, 1990; Webb and Walling, 1992). Nevertheless, human activities carried out in river catchments cam be the most important modifier of the original chemical composition of freshwater (Allan, 1995; Hynes, 1970). Thus, it is well know that drainage from agricultural land process large amounts of nitrate and phosphate (Hynes, 1970), while agricultural (fertilizer and manure), industrial and urban (domestic) sewages are the main sources of pollution in river.

ANALYSIS OF THE POLLUTION FENOMENA ON THE UPPER SIRET RIVER

In Europe, the recent Water Framework Directive (WFD; Directive 2000/60/CE of the European Parliament and of the council establishing a framework for Community action in the field of water policy) has implemented a methodology for determining reference conditions, monitoring, evaluation of pressures and impact, measurement programs, in order to achieve a "good ecological status" in European river before the year 2015. The Water Framework Directive states that "ecological status" must be based on biological, hydro morphological and physic – chemical elements. According to this, "biological status", "chemical status" and "hydro morphological status" must be evaluated from the deviation with regard to reference conditions of "near" natural sites. In consequence, chemical status European river should be evaluated and improved if necessary be for the year 2015.

Between 1993-2003, the area administered by the Department of Water Siret, there were 184 accidental, with a minimum of 10 pollution in 1996 and a maximum of 28 in 2001 (www.apesiret.uvp.ro.).

Pollutants affecting streams were mostly oil products 51.2% and 21.4% organic matter, the remaining 27.4% being represented by ammonium, ammonia, hydrogen sulfide, heavy metals, cyanide, urea, detergents, ash, phosphorus, suspended.

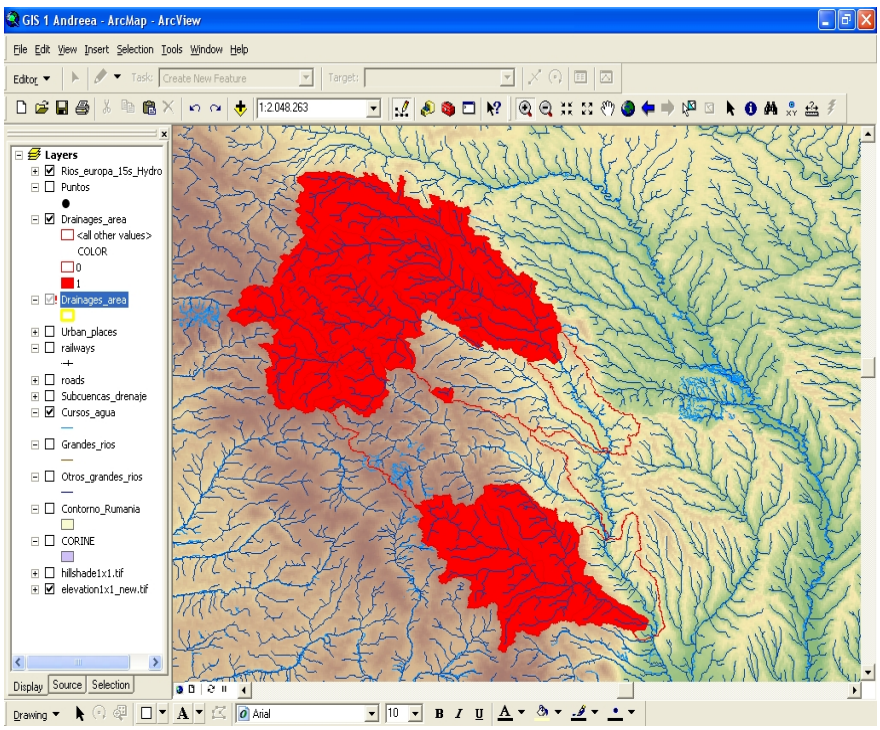


Fig.1 Designation of areas affected by pollution from Siret basin

Pollution of River Suceava, Suceava downstream was affected more intensely in 2001, when there were 6 accidental products of COD and H2S large loads of sewage discharged into the Suceava River. Following the completion of rehabilitation and upgrading of treatment plant Suceava now decreased risk of accidental (www.apesiret.uvp.ro.).
Siret river pollution Şomuzul Mare were affected in January and February 2001, following the accident recorded METADET SA Falticeni platform, specialized in the production of detergents.By carrying out dismantling the pipeline amounts of pollutants (cyanide) have reached the river Siret Şomuzul Mare and then, leading to fish mortality in poisoning people who consumed infected fish and the human effort, materials and money to stop children and mitigation(www.apesiret.uvp.ro.).
The main sources of river pollution in Moldova can be ranked according to: the impact on the pollutant toxicity evacuated in receiver, potential or actual danger they pose to downstream users, the amount limits set for evacuated contaminants (Luca, 2004).
Depending on the development of mining activities, water quality and river tributaries of Moldova was variably affected. In recent years a number of mines have closed, but insufficiently treated mine water effects are not completely eliminated (Luca, 2004).

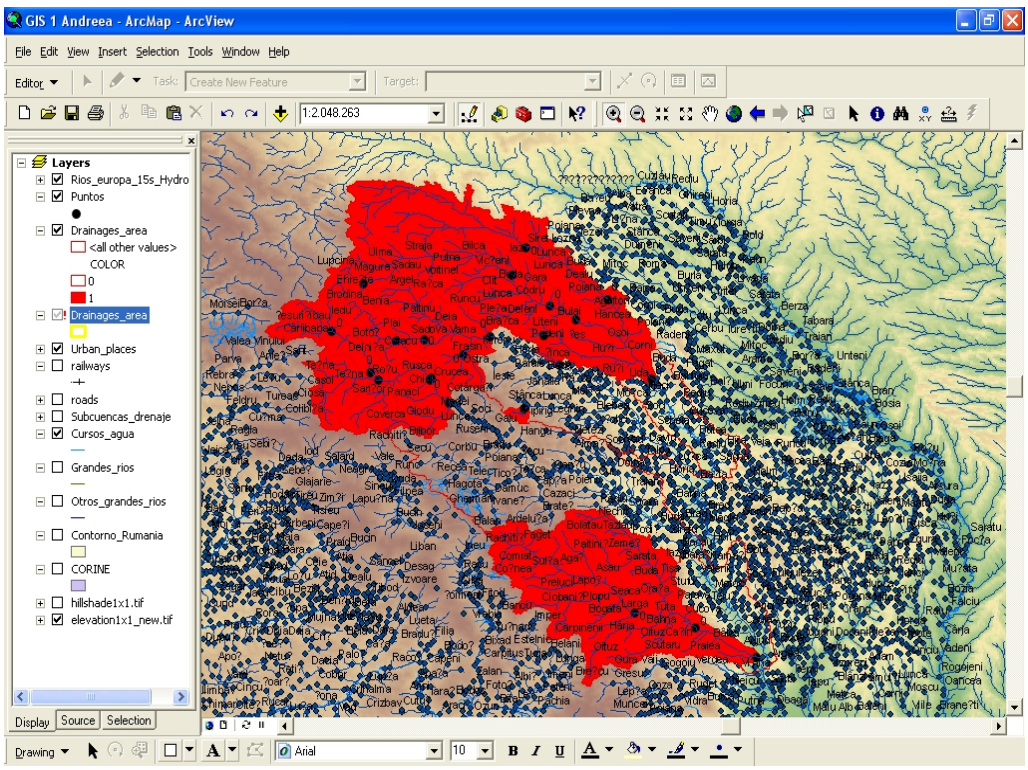


Fig. 2 Control sections of rivers Siret River Basin affected by ammonium ions, nitrates, nitrogen

Mining is an important environmental risk factor. Mining and processing useful mineral substances, mainly in the mountainous area have lead to increased anthropic landscape modification. Tens of meters of deep excavations resulted in tailings deposits, waste dumps, tailings ponds (Luca, 2004).
In the upper basin of Moldova River there were two large mining: Fundu Moldovei and Leşu Ursului who were exploiting manganese, zinc and copper (Luca, 2004).

Depending on the development of mining activities, water quality affluent Moldova and its river was variably affected.
Upper of the Moldova River Basin within two large mining, Fundu Moldovei and Leşu Ursului. From these mines exploiting manganese, zinc and copper. Depending on the development of mining, river water quality Moldova and its tributaries was variably affected. In recent years a number of mines have closed, but insufficiently treated mine water effects are not completely eliminated (www.apesiret.uvp.ro.).
Bistrita River upper basin includes some mining sectors Tolovanu, Oita, Arşiţa, Vatra Dornei area and Crucea sectors, Isipoaia, where Broşteni operated (have exploited) manganese, zinc, copper, iron.
Mine water from these operations are insufficiently treated, and in some cases untreated.
This has the effect of water loading Bistrita river with heavy metals (Fe, Cu, Zn, Mn). Mine closures has led to eliminating sources of pollution, effects of past mining is current through water and soil pollution in the remaining (www.apesiret.uvp.ro.).
Pollution of the Siret River, downstream of the industrial site Bacau, is affected by specific pollutant loads to manufacture chemical fertilizers (ammonium, total phosphorus, extractable substances and suspensions), pulp and paper (hydrogen sulfide, extractables and suspensions), but also pollutants specific sewage and wastewater discharged from pig farms (organic, ammonia, nitrogen, fixed residue, extractables) (www.apesiret.uvp.ro.).
All sources of pollution specified, and other potential sources unnamed, Siret basin, requires constant monitoring and strict programs to improve treatment technologies and production facilities (www.apesiret.uvp.ro.).
To avoid risk of accidental pollution, required a series of measures, such as financing investments for modernization / construction of wastewater treatment plant in due time execution of the work proposed in phase programs, ongoing monitoring and better treated wastewater discharged into the receptor; cleaning action of permanent beds watercourses are kept informed public and water users, the major problems of water pollution (www.apesiret.uvp.ro.).

METHODOLOGY AND RESULTS

The emergence of GIS and image processing technique to examine agricultural pollution on regional scale has allowed us to relate land use patterns to water quality (Watzin and McIntosh, 1999). Relationships between lan uses and pollutants in rivers have hence been established in many studies (e.g. Cuffney et al., 2000; Omernik, 1977; Omento et al., 2000).
In addition, discriminant analysis the boundaries of river were redrawn taking into account cluster reclasification, limits of the drainage basins and the presence of relief entities (Fig.3). A total of 20 sites were selected inthe basic monitoring network in the Siret hydrographic basin.
In the reference conditions and geological influence, polluted sites are removed from data analysis, the influence of pollution might be separated from the natural hydrochemical conditions. Most of the selected sites matched with the Water Framework Directive criterion of being free from human influence and can therefore be considered as reference sites for Siret river.
The relationships between land uses and nutrient concentration in this study produced important conclusions. Significant correlation between the percentage of land use and nutrients was found when selecting both polluted and unpolluted sites.
Urban use increased phosphorus and nitrogen levels in rivers, agricultural use mainly increased nitrogen compounds and forest use showed negative correlations with nitrate and phosphate. This negative correlation supports the opinion that forest catchments periodically retain larger amounts of these components (Bellos et al., 2004).

The high percentage of agriculture and urban use, along with high densities of livestock, caused ammonium and phosphate pollution. In these areas, the agricultural system predominates, where cereals, with farms and animal manure as an important source of ammonium and phosphate. The absence of large urban areas in calcareous headwaters leads us to attribute the high nitrate values to agricultural activities (Bellos et.al, 2004) although lithology could also be the factor responsible for high natural nitrate levels (Halloway et al., 1998).

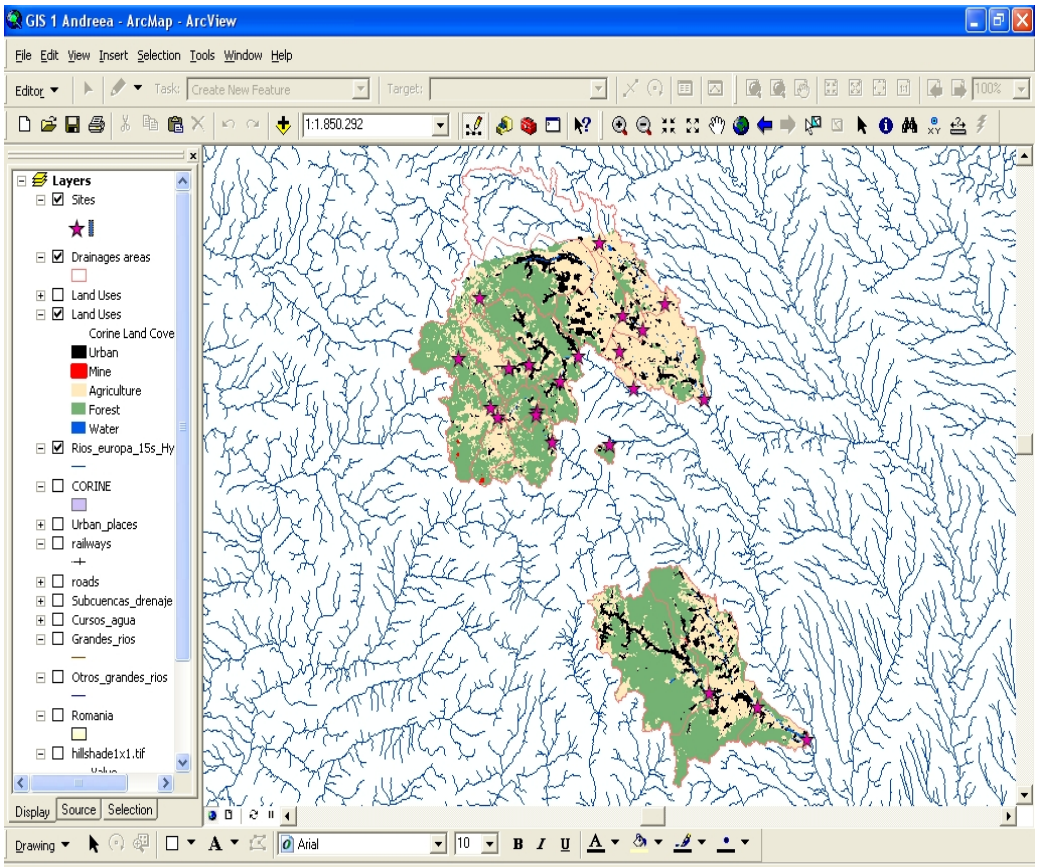


Fig. 3 Study area river Siret

The percentage of catchment dedicated to agriculture and urban use was the highest and human impact was greatest in plain and large rivers.
Ammonium was correlated to urban use only in plain and large rivers, thus indicating high population densities.
Agricultural use was also correlated to nitrite and nitrate in plain and large rivers, with both of them receiving diffuse agricultural run-off along with many point source sewage from farms, industry and urban sewage.

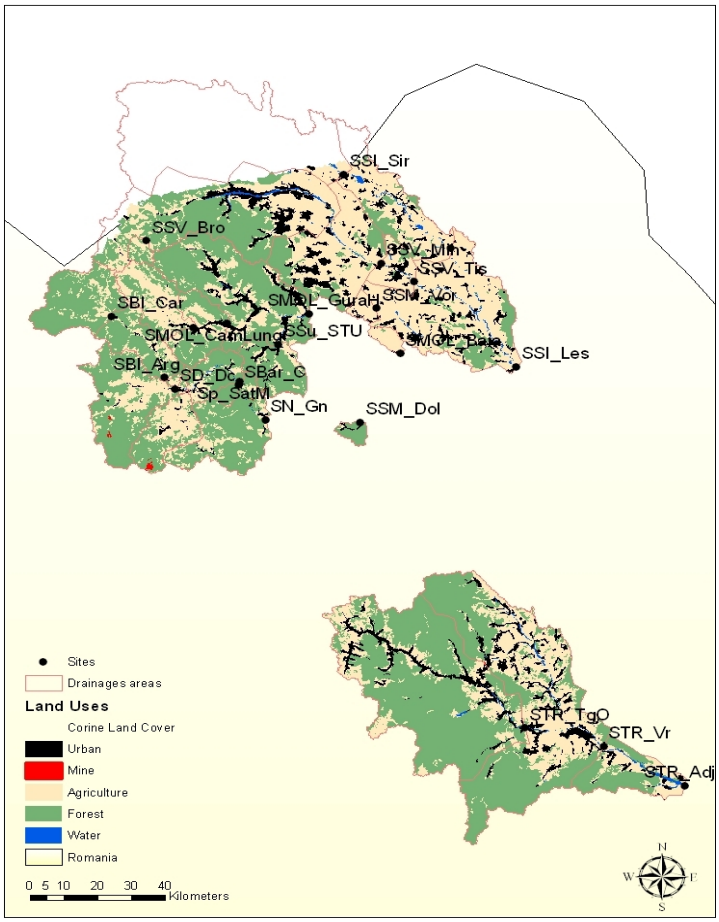


Fig. 4 Land uses Map

On the other hand, lithology can be another source of phosphate in large rivers since it is released more by sedimentary rock and metamorphic rock (Meybeck, 1984).
Within the study area, results showed the strong influence of agriculture on river nutrient level.

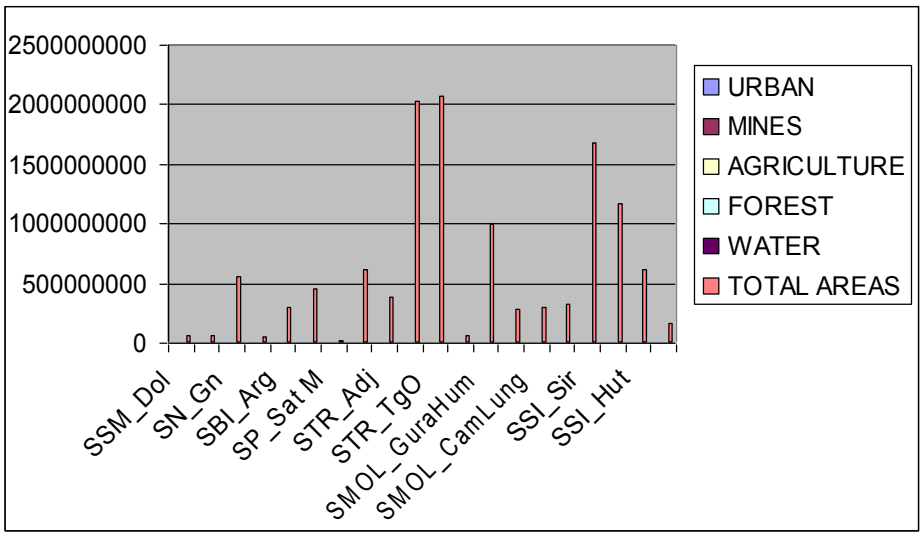


Fig. 5 Land use descriptions for the river Siret

Tabel 1. Land use areas descriptions for the basin Siret

Basin Siret/sites	Urban %	Mines %	Agriculture %	Forest %	Water %	Total Areas m²
SSM_Dol	4,4	0	3,66	91,94	0	52443623,1872524
SMOL_Baia	8,27	0	86,42	5,31	0	57675964,876613
SN_Gn	1,73	0,19	22,56	75,31	0,21	555053271,504
Sbar_C	0	0	3,86	96,14	0	38534593,2009339
SBI_Arg	1,3	0	17,24	81,46	0	293093153,181
SBI_Car	0,11	0	13,87	86,02	0	448081920,901
SP_Sat M	3,14	0,66	34,82	60,73	0,65	19293457,164161
SD_Dc	1,48	0,16	25,01	73,35	0	604971145,873
STR_Adj	6,75	0,01	26,27	65,86	1,11	374958272,926
STR_Vr	6,86	0,01	25,75	66,59	0,79	2017511834,44
STR_TgO	4,89	0,01	17,14	77,51	0,45	2065682609,33
SSV_Bro	0,1	0	40,08	59,92	0	53875159,2130797
SMOL_GuraHum	5,81	0,022	25,58	68,12	0,47	986244763,331
SSU_Stu	0,79	0,022	2,05	97,09	0,05	270185059,283
SMOL_CamLung	3,58	0	39,93	56,49	0	284940996,417
SMOL_Fun Mol	2,93	0	52,59	44,48	0	320834031,578
SSI_Sir	2	0	28	70	0	1677527269,25
SSI_Les	10,2	0	46,2	41,78	1,82	1161338706,33
SSI_Hut	4,49	0	36,38	58,01	1,12	609432245,953
SSV_Tis	13,66	0	44,53	39,83	1,98	164193024,256

The effect of agriculture in nitrogen river concentration was also clear, nitrogen compounds are easily oxidised to nitrate and contribute to leakage of nitrate into water, and the larger the surplus left on the land, the larger the percentage of surplus actually emitted to water.
The effect of agriculture in nitrogen river loading was clear in the study area but poor wastewater treatment was also patent.

MONITORING THE QUALITY PARAMETERS OF THE SIRET RIVER IN SECTORS WITH POLLUTION RISK

Between 2009 the months March to August was made an assessment of the Siret River water quality by conducting monitoring and determination of general water quality parameters. Samples were collected to determine concentaţiei ammonium nitrogen and nitrates. Sampling was done in intelvalul months March to August 2009. Physico-chemical analyzes were performed for indicators: the ammonium nitrogen and nitrates, according to current standards for each (Streeter et al., 1985).

Water quality in the river section downstream of Comanesti Urmenis, Please register in March 2009, the presence of ammonium indicator with a value of 0.03 mg / l leads to overstep the a Va class.

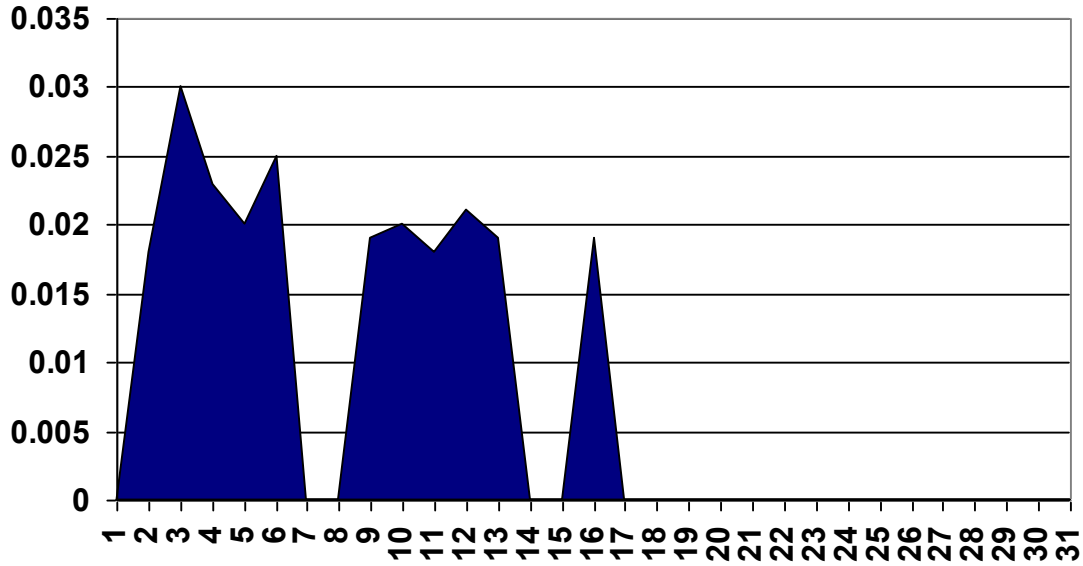


Fig. 6 The ammonium in March 2009 in the monitoring section Urmenis

Water quality Suceava River in March 2009 is affected by nitrogen ions degrades water quality by the a Va class.

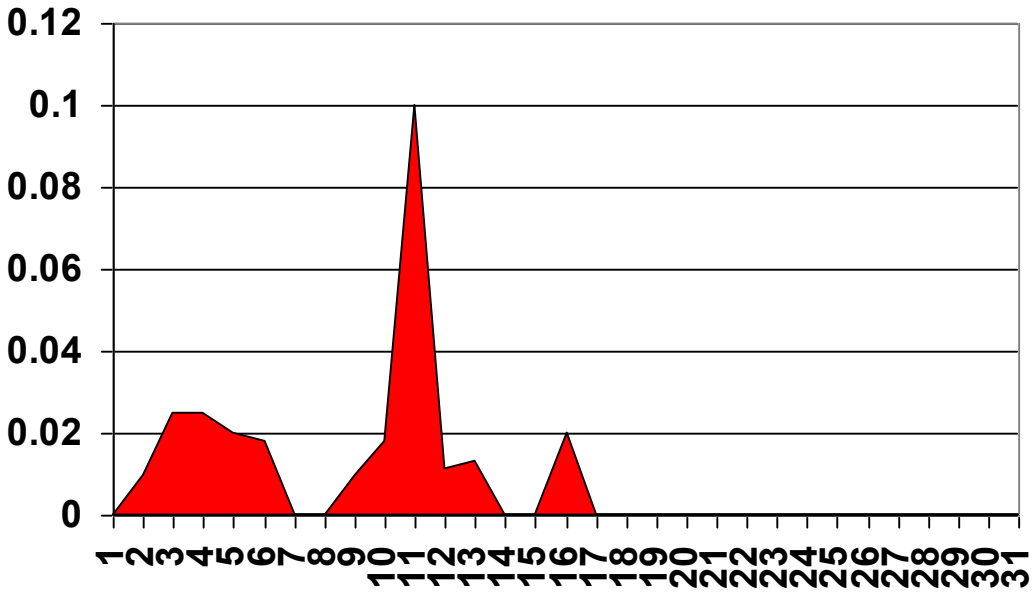


Fig. 7 The nitrites in March 2009 on the River Suceava

Water quality Suceava River in March 2009 is affected by nitrogen ions degrades water quality by the a Va class.

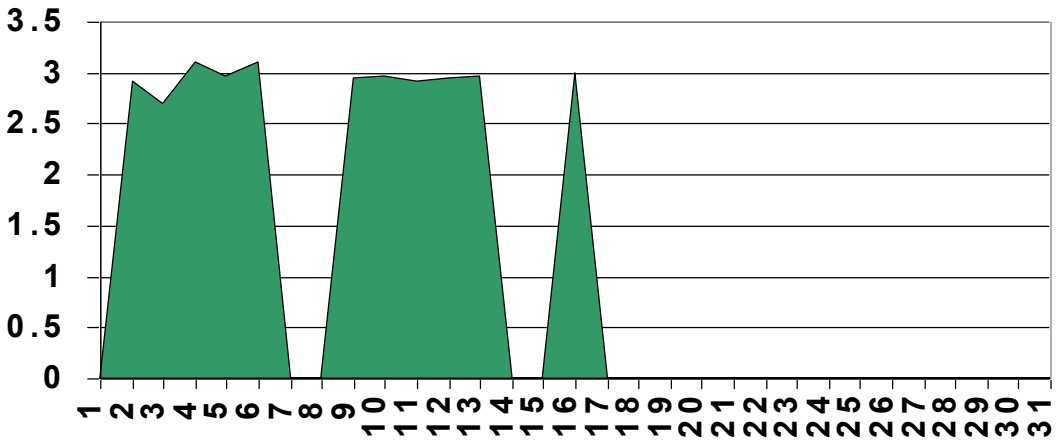


Fig. 8 The nitrogen in March 2009 on the monitoring section.

Water quality in the river section downstream of Comanesti Urmenis, Please register in August 2009, the presence of ammonium indicator with a value of 0.52 mg / l leads to overstep by the a Va class.

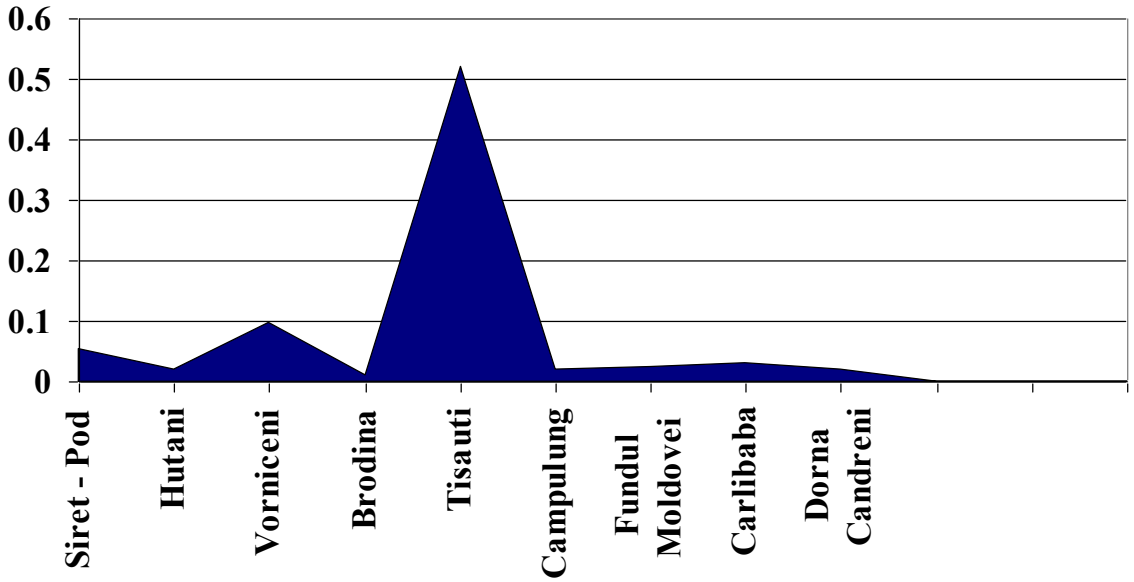


Fig. 9 The ammonium in August 2009 Siret River Basin sections of control

Water quality Suceava River in August 2009 is affected by nitrogen ions degrades water quality by the a Va class.

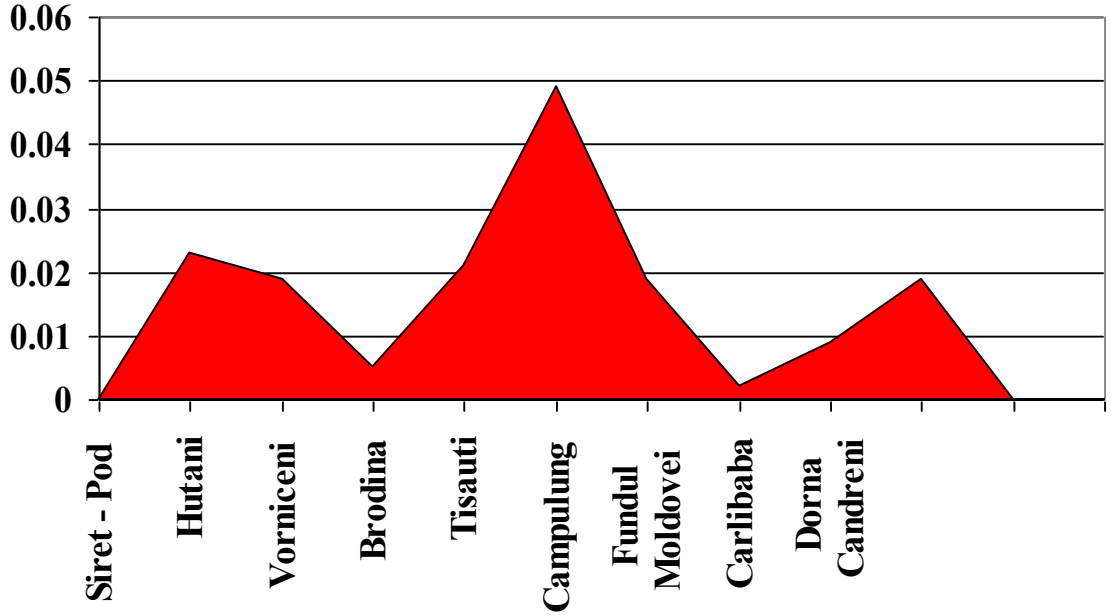


Fig. 10 The nitrites in August 2009 Siret River Basin sections of control

Water quality Suceava River in August 2009 is affected by nitrogen ions degrades water quality by the a Va class.

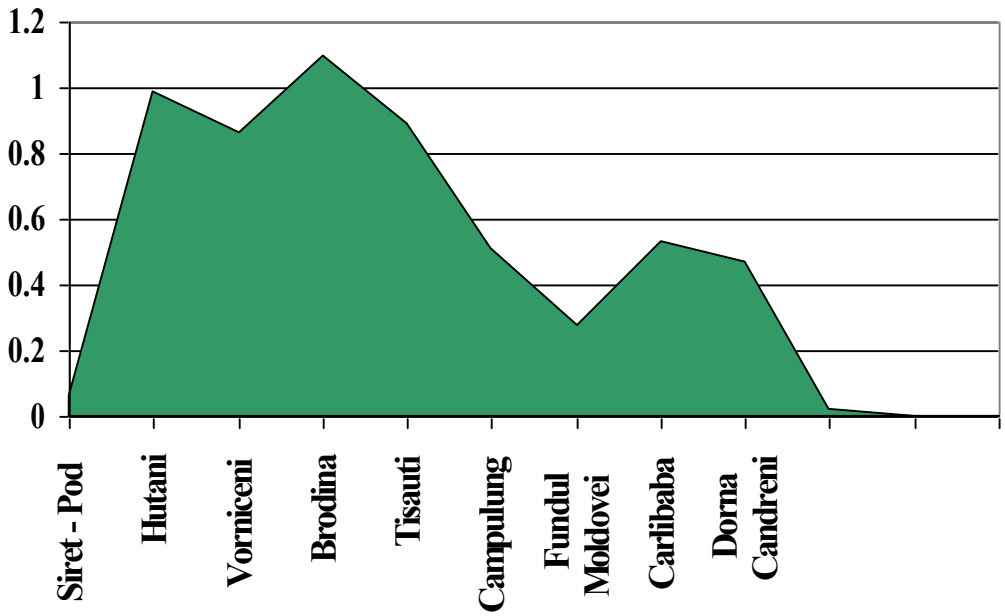


Fig. 11 The nitrates in August 2009 Siret River Basin sections of control

CONCLUSIONS

To determine the Siret River water quality in the analyzes conducted during March-August 2009, a continuous monitoring of water quality, the Siret River and its tributaries.
Siret river water is highly degraded (polluted) with condition as "poor" (class V quality), as a result of exceeding the normal value for nitrates indicator. At the same time, the indicator ammonium induces moderate quality, and indicators induce nitrogen and total nitrogen status as "good".
Moldova River water quality is affected similarly to the Suceava river water of the same indicators (nitrites, nitrates, total nitrogen). Note that the calcium indicator leads in one case (section Câmpulung - upstream) to the degradation of water quality to Class "bad".
In the coming months, there were no exceedances of the value of this indicator for status as "good" than the Baia section, in April and in Section Campulung Moldovan - upstream, in May. Similar findings above, degradation of water quality on the intake Siret River tributaries in its ammonium nitrates, total nitrogen, are valid for Bistrita River, and River Şomuzul Mare. In section Cârlibaba in April and May, because the indicator nitrates, class Bistrita river water quality is "poor".

„Gheorghe Asachi" Tehnical University of Iaşi
The Faculty of Hydrotechnics, Geodesic and
Environmental Engineering
e-mail:manescuandreea_85@ yahoo.com
This works was supported by project POSDRU, CUANTUMDOC, ID 79407.

BIBLIOGRAPHY

1. Allan J.D., (1995). *Stream Ecology: Structure and Function of running waters*. Kluwer Academic Publishes, Dordrecht.
2. Aristica Balaban, (2008). *Studii fizico-chimice şi biologice, referitoare la poluarea apelor Dunării*, Teză de doctorat, Facultatea de Chimie, Universitatea din Bucureşti.
3. Bellos D., Sawidis T., Tsekos I., (2004). *Nutrient chemistry of River Pinios*. (Thessalia, Greece). Enironment International 30(1), 105-115.
4. Berzas J.J., Garcia L.F., Martin-Alvarez P.J., Rodriguez R.C., (2004). *Quality assessment and chemometric evaluation of a fluvio-lacustrine system: Ruidera poll Natural Park (Spania)*. Water, Air and Soil Pollution 155, 269-289.
5. Charbeneau R.J. (2000). *Groundwater Hydraulics and Pollution Transport*. Prentice Hall, New Jersey, SUA.
6. Ciornău R., (2000), coordonator, *Ecologie şi protecţia mediului.*, Editura Economică, Bucureşti.
7. Cojocaru I. (1995) – *Surse, procese şi produse de poluare.*, Editura Junimea, Iaşi
8. Cuffeny T.F., Meador M.R., Porter S.D., Gurth M.E., (2000). *Responses of physical, chemical and biological indicators of water quality to a gradient of agricultural land use in the Yakima River Basin*, Washington. Environmental Monitoring and Assessment 64, 259 – 270.
9. David I., Şumălan I., Carabet A., Niţuşcă A. (1998). *The Transport of the Pollutants through Fluid Mediums,* Publishing House Politehnical, Timişoara.
10. European Union Framework Directive 60/2000, (2000).
11. Gibbs RJ, (1970). *Mechanisms controlling world water chemistry*. Science 170, 1088-1090.

12. Halloway J.M., Dahlgren R.A., Hansen B., Casey W.H., (1998). *Contribution of bedrock nitrogen to high nitrate concentrations in stream water*. Nature 395, 785-788.
13. Hynes H.B.N., (1970). *The ecology of Running Water.* Liverpool University Press, Liverpool.
14.Kilham P., (1990). *Mechanisms controlling the chemical composition of lakes and rivers*., Data from Africa. Limnology and Oceanography 35 (1), 80-83.
15. Koukal B., Dominik J., Viganti D., Arpagaus P., Santiago S., Ouddane B., Benaabidate L., (2004). *Assessment of water quality and toxicity of polluted Rivers Fez and Sebou in the region of Fez (Marocco)*. Environmental Pollution 131 (1), 163-172.
16. Luca M., (2004). *Considerations on the phenomenon of pollution induced by mining dumps. International coference "Polluation and Disaster Monitoring", Science,* Performantica, Gh Asachi Tehnical University, ISBN 978-973-730-406-3.
17. Luca M., Mănescu Andreea, (2010). *Considerations on the evolution of the Siret River water quality monitoring section Huţani,* Bulletin of the Polytechnic Instituite, Iaşi Tomul LVI(LX), Fasc.4,2010, pg. 63-70.
18. Mănescu Andreea, Luca M., (2011). *Considerations on the evolution of the Şomuzu Mare river quality in the Dolheşti monitoring section.* Conferinţa „ Aerul şi apa componente ale mediului”, Babeş-Bolyai University, Faculty of Geography,_Cluj-Napoca, University Press Publishing Cluj, ISSN: 2067-743X, pg. 292-230.
19. Meybeck M., (1984). *Variabilite geographique de la composition chimique naturelle des eaux courantes*. Verhandlungen der International Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie 22, 1766-1774.
20. Meybeck M., (1996). *River water quality. Global ranges, time and space variabilities, proposal for some redifinitions*. Verhandlungen der International Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie 26, 81-96.
21. Streeter, H.W. Phelps, E.B., (1958), *Health Service.*, Bul.146, U.S.
22. Pârvu C., (2001). *General Ecology ,*Technical Publishing House, Bucharest.
Technical Documents, Studies and Analyses, (2009).University "Stefan cel Mare" Suceava, Faculty of Food Engineering.
23.Watzin M.C., McIntosh A.W., (1999) *Aquatic ecosystems in agricultural land scapes. A review of ecological indicators and achievable ecological outcome*. Journal of Soil and Water Conservation 1999, 636-644.
24. Webb B.W., Walling D.E., (1992). *Water quality II.Chemical Characteristics***.** The rivers Handbook, Vol.I, Blackwell science Ltd, Oxford, pp./3-194.
25. ***, www.apesiret.uvp.ro.

Utilizarea programelor CFD pentru retehnologizarea instalaţiilor de epurare

Mocanu C.R. [1]
[1] *Universitatea Politehnica Bucureşti*

Abstract
In this paper the author present the need to modernize the aeration equipments used in biological reactors of wastewater treatment plant (WWTP). The basic requirements for the correct operation of the biological reactor are to provide enough oxygen for the biochemical degradation of the organic matter and maintaining the state of activated sludge suspension flocs. The oxygen mass transfer from air to water is essential in biological processes due to high energy consumption of the aeration equipments. A comparative study over the aeration processes in the biological reactors before and after refurbishment of Targoviste City WWTP, will be detailed.

Keywords
Numeric simulation, oxzgen installation, wastewater

INTRODUCERE

Epurarea apelor uzate este un proces complex bazat pe fenomene fizice, chimice şi biologice prin care materiile dizolvate şi dispersate în mediul apos sunt reţinute şi neutralizate astfel ca prin deversare în mediul înconjurător să nu se aducă prejudicii populaţiei, florei şi faunei. Tehnologia de epurare reprezintă o succesiune de procese unitare fiecare fiind destinat să reţină o anumită categorie de corpuri din mediul apos. Eficienţa de epurare se referă la întreaga instalaţie – eficienţa globală de epurare sau se judecă pe proces unitar: reţinere pe grătare, sedimentare, separare grăsimi, eliminare materii organice etc. Pentru fiecare proces unitar se determină eficienţa de reţinere care poate avea valori între 50...98% în funcţie de instalaţia şi echipamentul adecvat tehnologiei.
Staţiile de epurare a apelor uzate (SEAU) existente în România au fost concepute şi dotate cu echipamente mecanice corespunzător deceniului al VII-lea al secolului trecut. În ultimul deceniu, cu sprijinul fondurilor Uniunii Europene, au fost retehnologizate mai multe staţii de epurare orăşeneşti, dar situaţia pe ansamblu rămâne mult în urma cerinţelor impuse de mediu şi legislaţie. Ca urmare eforturile cercetătorilor s-au axat pe studiul proceselor care pot reabilita rapid situaţia existentă.
Având în vedere ponderea pe care o are treapta biologică în consumul de energie din întreaga staţie de epurare – peste 50% - eforturile colectivelor de cercetare şi al şcolilor doctorale s-au concentrat pe creşterea eficienţei de epurare în această zonă. Complexitatea proceselor din această treaptă necesită cunoştinţe diverse de natură fizică, chimică şi biochimică ele fiind la graniţa dintre diferitele domenii ale ştiinţelor menţionate mai sus.
Pentru epurarea biologică aerobă a apelor uzate se folosesc procedee cu alimentare continuă sau discontinuă clasificate în: procedeu de epurare cu nămol activ, biofiltre, iazuri biologice-lagune aerate. Aceste procedee diferă prin timpul de contract, timpul de retenţie din bazin dintre microorganisme şi apa uzată, necesarul de oxigen, modul de utilizare a nămolului biologic, structura şi modul de organizare al comunităţii biologice etc.
Procedeul cu nămol activ (figura 1), datorită calităţilor ce le prezintă printre care buna adaptabilitate la variaţiile încărcării organice s-a generalizat ca utilizare.
Procedeul cu nămol activ presupune preepurarea apei uzate prin procese fizico-chimice – treapta mecanică – înainte ca aceasta să pătrundă în treapta biologică.
În bazinul de aerare, rectorul biologic, apa uzată, amestecată cu nămolul activ recirculat, este oxigenată printr-un procedeu oarecare, figura 1.1. Apa epurată, în proporţie de 94 ... 97%, este separată de flocoanele de nămol activ în decantorul secundar. Diferitele variante ale procedeului

diferă prin modul de încărcare hidraulică şi organică a instalaţiei, corespunzător alimentării, timpului de contact şi prin raportul dintre substrat şi microorganisme.

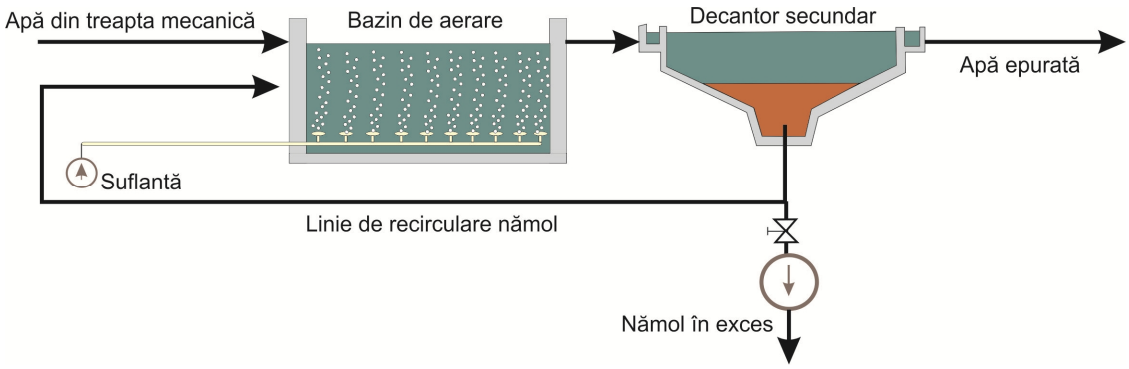


Fig. 1.' Schema generală a procesului tehnologic de epurare a apei uzate cu nămol activ. Procedeu convenţional

Procedeul cu nămol activ în afară de bazinul de aerare şi decantor se efectuează şi într-o altă variantă. Se folosesc două bazine de aerare în serie, în primul bazin se introduce nămolul recirculat şi în al doilea apa de epurat. Procedeul are denumirea de regenerarea nămolului prin contact - stabilizare.

Simularea numerică asupra procesului de aerare în treapta de epurare biologică a staţiilor de epurare.

În acest subcapitol se prezintă două cazuri de simulare numerică:

1. simularea numerică a procesului de aerare din treapta biologică de epurare
   - 1.1. Aerare cu ţevi perforate
   - 1.2. Aerare cu difuzori cu membrană elastomer

1.1. *Simularea numerică a dispersiei oxigenului în masa de apă printr-o reţea de ţevi perforate*

Simularea numerică s-a realizat pentru o configuraţie existentă de bazin de aerare. Lungimea de 50m, lăţimea 3m, înălţimea 3m. Ţevile perforate au un diametru de 25mm, cu diametrul găurii perforate 1,5mm. S-au considerat 25 de ţevi dispuse la o distanţă de 2m una faţă de cealaltă.

S-au făcut următoarele consideraţii

- Apa este considerat fluid continuu.
- Aerul este considerat fluidul dispersat
- Diametrul bulei 1,5 mm
- Presiunea de referinţă 1atm.
- S-a introdus o variabilă adiţională *concentraţie de oxigen*. În domeniul considerat variabila adiţională se va supune ecuaţiilor de transport.
- Temperatura fluidului 25°C.
- Se consideră modelul de turbulenţă *kε*.
- Viteza de curgere a apei 0.5m/s – în direcţia lungimii bazinului – mişcare de tip piston.
- Concentraţia de oxigen introdusă 10 kg/m^3.
- Se consideră turbulenţă medie, generată de bulele de aer degajate de la reţeaua de distribuţie.

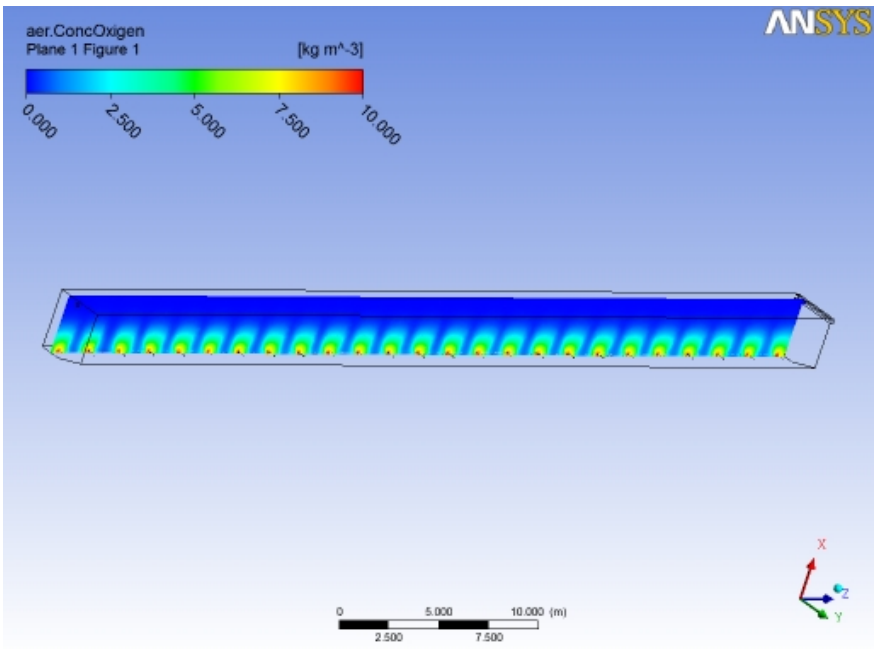


Fig. 2 Evoluţia concentraţiei de oxigen în plan vertical

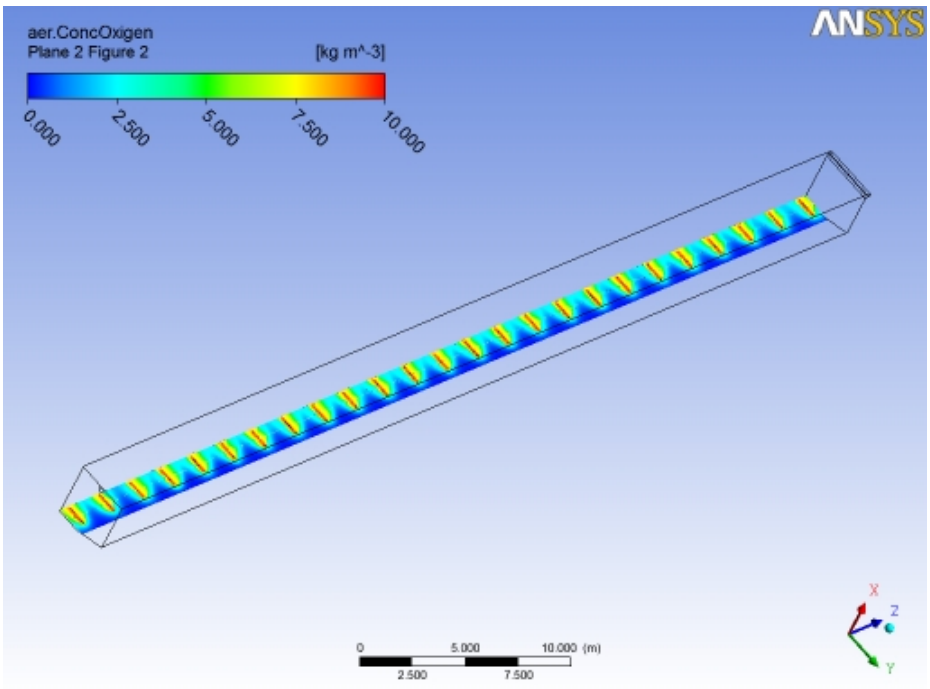


Fig. 3 Evoluţia concentraţiei de oxigen în plan orizontal la nivelul ţevilor perforate

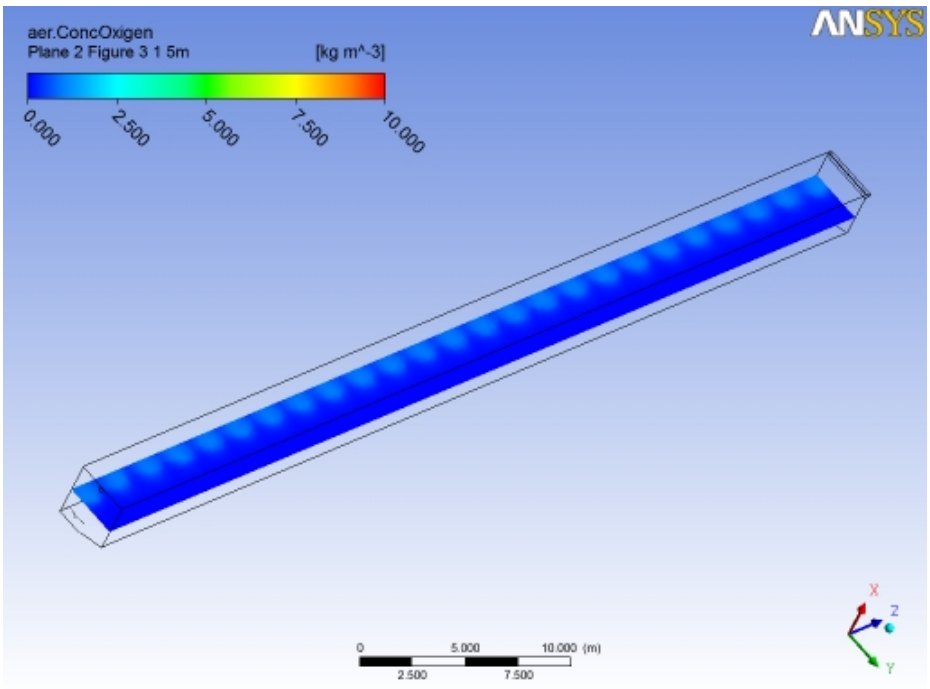


Fig. 4 Evoluţia concentraţiei de oxigen în plan orizontal la 1m înălțime de radier

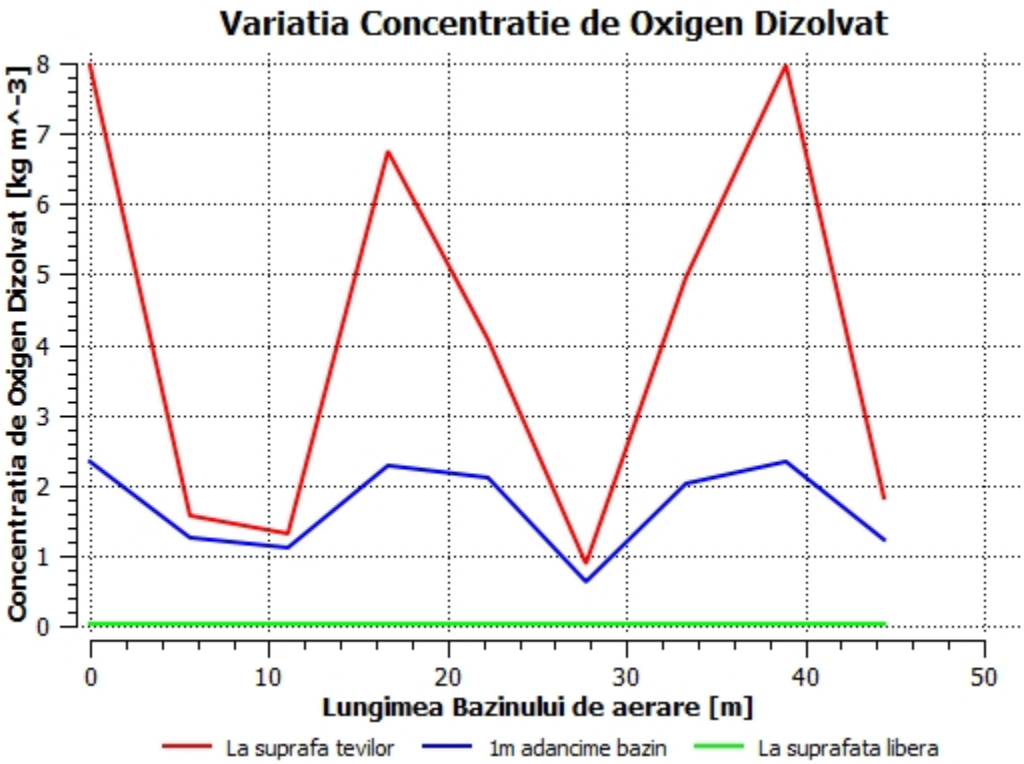


Fig. 5 Variaţia concentraţiei de oxigen dizolvat în funcţie de lungimea bazinului

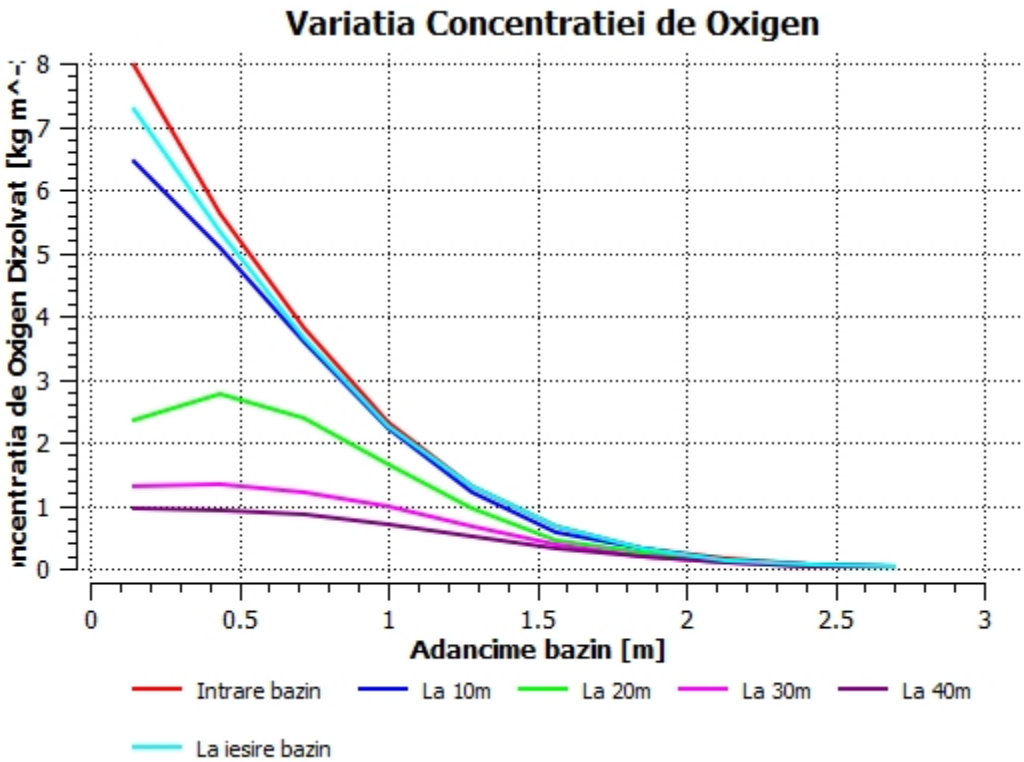


Fig. 6 Variaţia concentraţiei de oxigen dizolvat în funcţie de adâncimea bazinului

În figurile 5 şi 6 se observă evoluţia concentraţiei de oxigen dizolvat în interiorul bazinul pe diferite planuri. În figura 5 se observă cum concentraţia de oxigen dizolvate este de 0 kg/m^3. Acest lucru trebuie evitat în exploatarea bazinelor de aerare. În figura 6 pe liniile corespunzătoare lungimilor de 20m, 30m şi 40m concentraţia de oxigen dizolvată este mai mică deoarece acestea se află între două ţevi de aerare.

2. Simularea numerică a dispersiei oxigenului în masa de apă printr-o reţea de difuzori cu membrană elastomer

Reţeaua de aerare cuprinde câte 3 difuzori pe lăţime şi 48 difuzori pe lungime, dispuşi asimetric, mai aproape de peretele deasupra căruia este platforma cu magistrala de aer, la o distanţă de aproximativ 0,7m. Distanţa între difuzori, pe lăţime este de aproximativ 0,5m, ceea ce face ca lăţimea liberă a radierului să fie de aproximativ 2,00m. Se creează astfel o zonă fără bule de aer, mai mare la bază şi mai mică la suprafaţă (în mişcarea ascensională bulele de aer se îndepărtează unele de altele şi îşi măresc diametrul). Aceasta generează curenţi de apă circulari, cu dispunere predominantă pe verticală, ascensionali în zona reţelei de dispersie şi coborâtori în zona radierului liber.

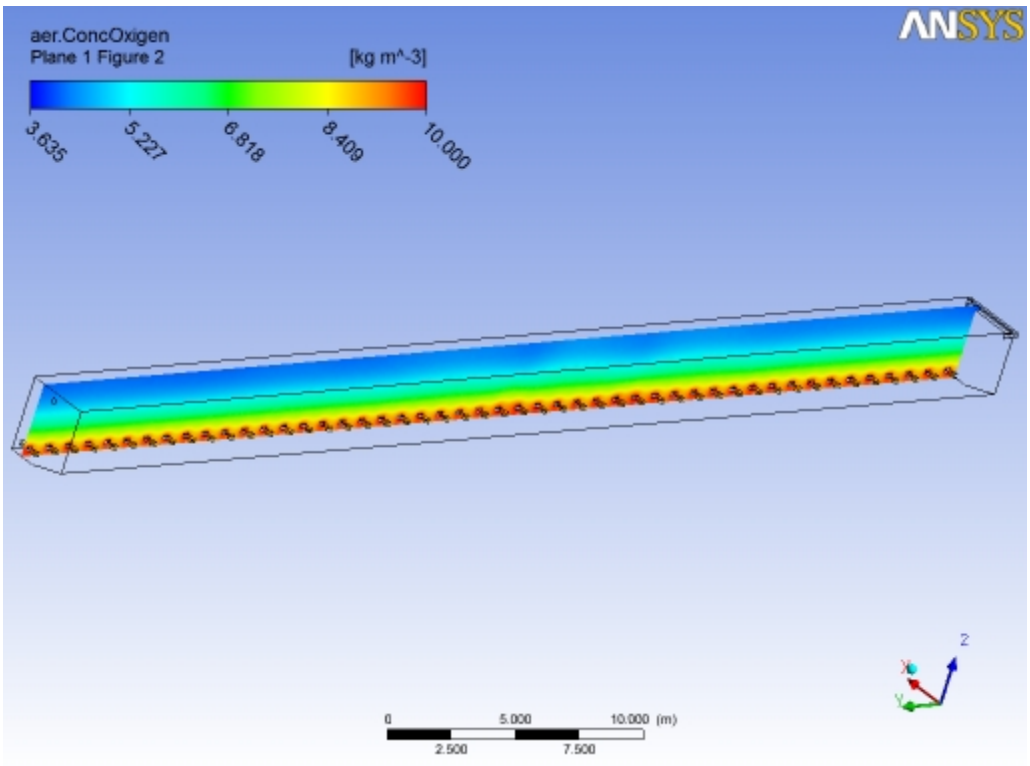


Fig. 7 Evoluţia concentraţiei de oxigen în plan vertical

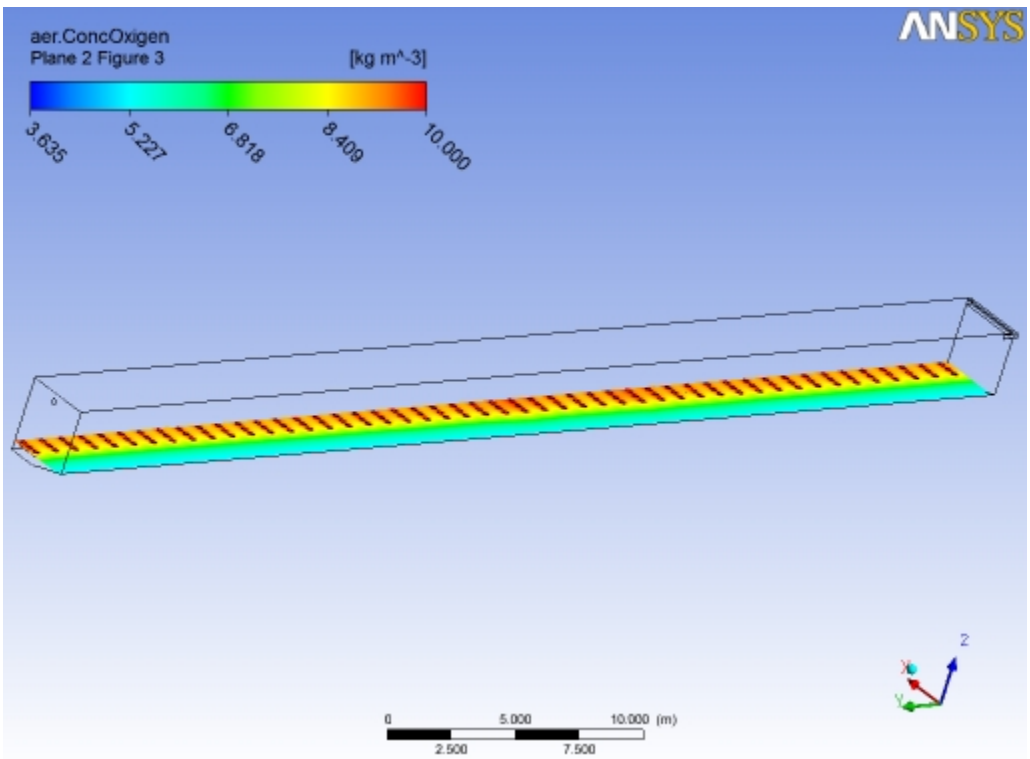


Fig. 8 Evoluţia concentraţiei de oxigen în plan orizontal la nivelul dispersorilor

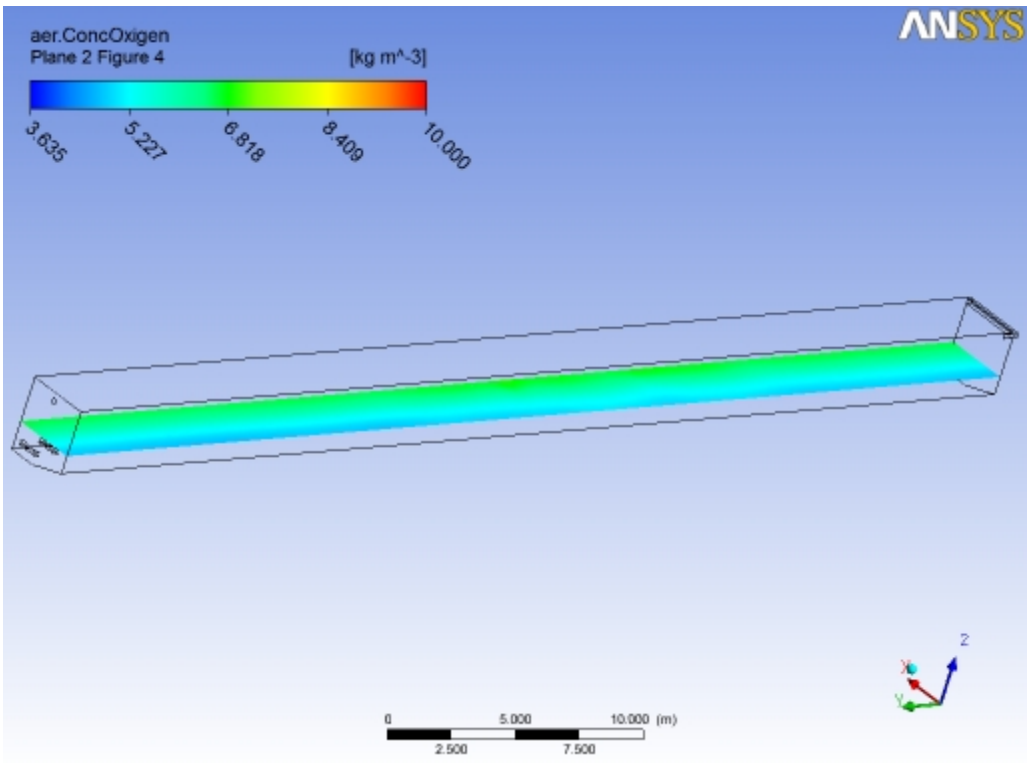


Fig. 9 Evoluţia concentraţiei de oxigen în plan orizontal la 1m înălţime de radier

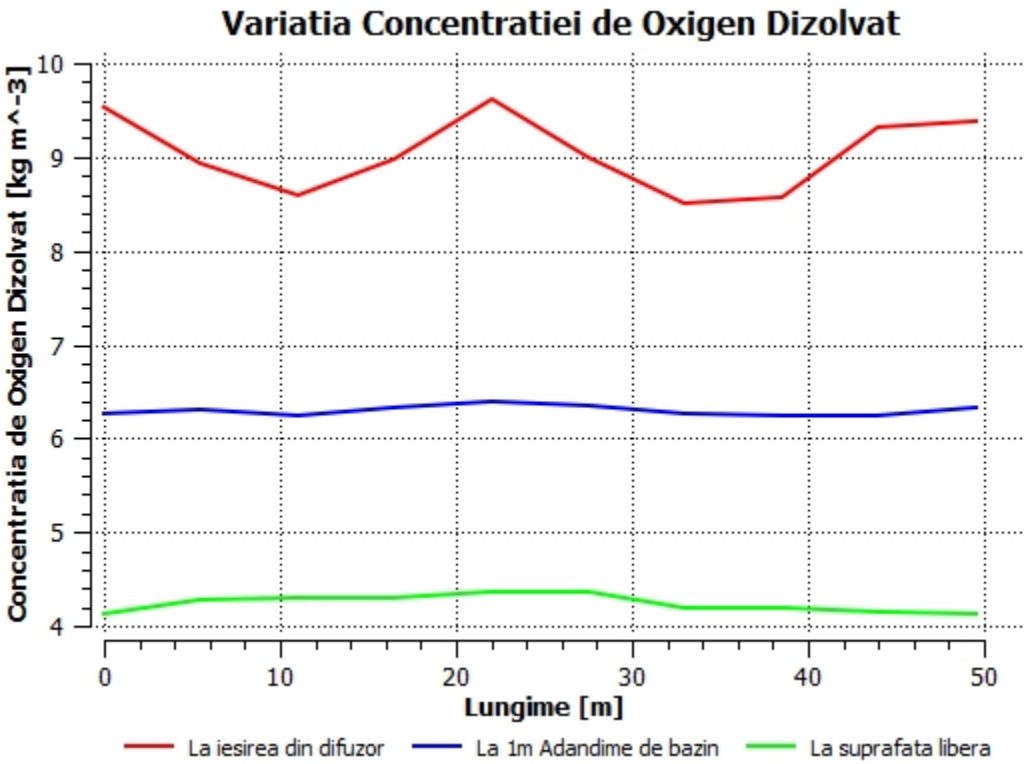


Fig. 10 Variaţia concentraţiei de oxigen dizolvat în funcţie de lungimea bazinului

În figura 10 se observă faptul că concentraţia de oxigen dizolvat scade pe înălţimea bazinului, dar aceasta rămâne în limite normale de funcţionare.

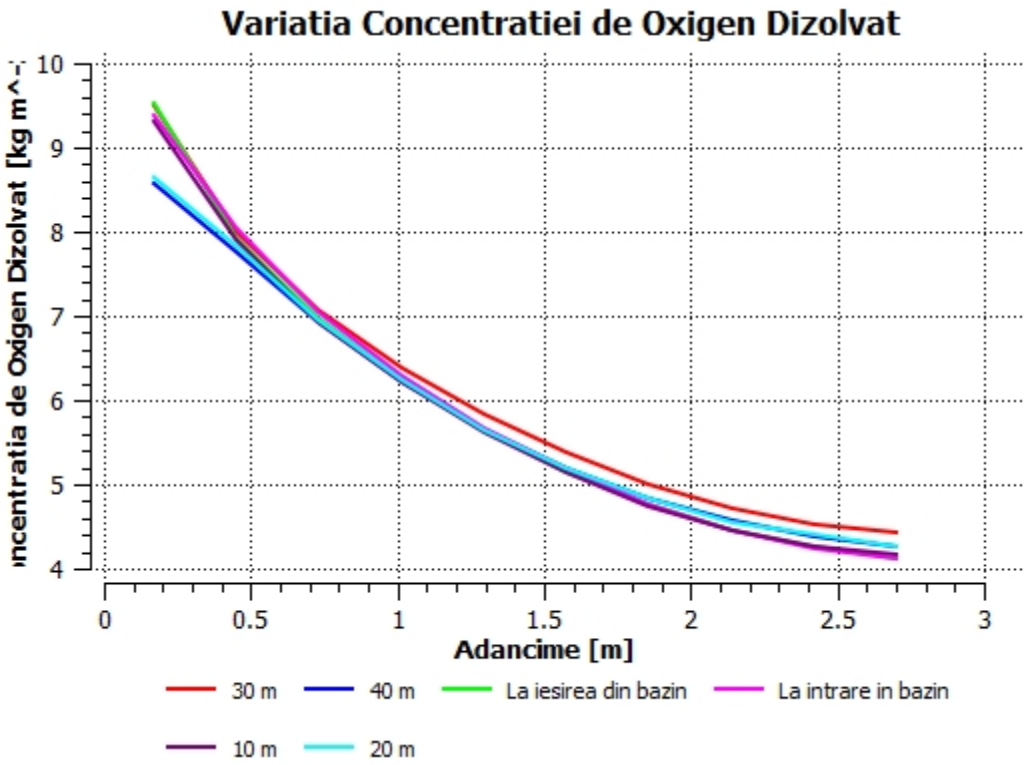


Fig. 11 Variaţia concentraţiei de oxigen dizolvat în funcţie de adâncimea bazinului

În figura 11 se observă o evoluţie constantă a aerului pe adâncime, ceea ce arată că în bazinul de aerare se menţine o concentraţie constantă la acelaşi nivel. Acest lucru este dorit într-o instalaţie reală pentru o bună îndepărtare a materiilor organice.

CONCLUZII

Retehnologizarea staţiilor de epurare convenţionale cu nămol activ supraîncărcate pare a fi o soluţie promiţătoare, mai ales când există limitări de spaţiu sau este nevoie de modificări care ar necesita investiţii prea mari. Retehnologizarea staţiilor de epurare pentru a intensifica îndepărtarea CBO_5, nitrificarea, denitrificarea şi proprietăţile nămolului poate fi obţinută prin optimizarea sistemului existent schimbând configuraţia reactorului biologic şi/sau înlocuindu-l cu un proces cu capacitate biologică mai mare, cu o combinaţie între procesul cu nămol activ şi procesul cu peliculă biologică ataşată.

Cunoaşterea distribuţiei oxigenului dizolvat pentru întregul volum de apă conţinut de reactor facilitează determinarea punctelor de amplasare a senzorilor de oxigen dizolvat, element extrem de important în cazul implementării unui astfel de sistem. Având în vedere faptul că pe baza datelor transmise de senzori se reglează turaţia suflantei şi implicit debitul de aer furnizat, se explică importanţa cunoaşterii distribuţiei de oxigen pentru întregul reactor. Astfel, în procesul de operare este eliminată posibilitatea apariţiei zonelor de apă moartă, ce pot perturba funcţionarea în condiţii optime a întregii staţii.

Acknowledgement

Rezultatele prezentate in acest articol au fost obtinute cu sprijinul Ministerului Muncii, Familiei si Protectiei Sociale prin Programul Operational Sectorial Dezvoltarea Resurselor Umane 2007-2013, Contract nr. POSDRU/89/1.5/S/62557.

BIBLIOGRAFIE

1. Boltz J.P., Johnson B.R., Daigger G.T., *Modeling Integrated Fixed-Film Activated Sludge (IFAS) Bioreactors I: Mathematical Treatment and Model Development*, Water Environ. Res., Vol. 8, Nr.6, p. 555-75, 2009;
2. Bozzano G., Dente M., *Single bubble and drop motion modelling*, AIDIC Conference Series, vol. 09, p. 53-60, 2009;
3. Bravo H.R., Gulliver J.S., Hondzo M., *Development of a commercial code-based two-fluid model for bubble plumes*, Environmental Modelling & Software, vol. 22, 536-547, 2007;
4. Brennen C.E, *Fundamentals of Multiphase Flow*s, California Institute of Technology Pasadena, California Cambridge University Press, ISBN 0521 848040, p.100-125, 2005;
5. Metcalf and Eddy, *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse* McGraw-Hill Companies, pp 887-983, 2002.

Implementation of an integrated quality – environment system in the water – sewerage operators and in the public local administration – a guarantee for the quality of services provided to people

Anghel A., Criste V.
National Research and Development Institute for Industrial Ecology – INCD ECOIND, Drumul Podu Dambovitei , 71-73, Bucharest cod 060652, Romania, phone:021.410.03.77 fax: 021,410,05,75/412.00.42; e-mail :mmc@incdecoind.ro

Abstract
One of the major challenges that society must face them today is the need to develop and maintain quality public services, including water channel at a tolerable cost to citizens

An integrated quality and environmental management is how a water-sewerage operator or local government can direct and control of its activities to meet local community needs and expectations for local sustainable development. In general, a management system consists of the organizational structure together with the planning, processes, resources and documentation necessary to achieve goals and provide continuous improvement of products and services.

The ISO 9001:2001 "Quality management systems - Requirements" and ISO 14001:2005 "Environmental Management Systems. Requirements with guidance for use "have gained widespread acceptance as a basis for such integrated system. Effective implementation provides an excellent tool for both water –sewerage operator and the local government can provide to citizens the confidence that their needs and expectations are fully understood and can be solved on a solid base and a suitable time and with acceptable costs, respecting and protecting the environment.

The paper presents a methodology developed in INCD ECOIND implementation and evaluation of quality management systems and environment adapted to local government, as well as a water – sewerage operator , similar to those used in the EU and worldwide.
The methodology consists of:
♣Preparation, implementation and audit report for estimation of current diagnosis;
♣ QMS and EMS organization and design;
♣ Training management team in quality and environmental management, focusing on a series of standards ISO 9000 and ISO 14001;
♣ Making the initial environmental analysis as a starting point in creating environmental management system;
♣ Establish policy and objectives and environmental quality, environmental targets and environmental management program development;
♣ The development, evaluation, optimization and validation documents QMS and EMS system (procedures, quality manual and the environment);
♣ Implementation of QMS and EMS documents prepared;
♣ Evaluation of implementation of QMS and EMS;
♣ Assessment of quality costs.

Keywords
Environmental management system, evaluation, implementation, methodology, public administration, public services, quality management system.

ASOCIATIA ROMANA A APEI

Bucuresti, Splaiul Independentei nr. 202H

Phone: 021 316 27 87/68
Fax: 021 316 27 88/68

E-mail: info@ara.ro
secretariat@ara.ro
cts@ara.ro
www.ara.ro

Editura RORA

ISBN: 978-606-92682-7-8