

POLITECHNIKA WARSZAWSKA
Wydział Inżynierii Środowiska

ROZPRAWA DOKTORSKA

mgr inż. Mirosław
Szyłak-Szydłowski

**Efektywność usuwania
wybranych grup mikro-
organizmów chorobotwórczych
i potencjalnie chorobotwórczych
w procesie oczyszczania
odcieków ze składowiska
odpadów w mieszaninie
ze ściekami komunalnymi**

**WARSZAWA
2008**

170 920

POLITECHNIKA WARSZAWSKA

Wydział Inżynierii Środowiska

ROZPRAWA DOKTORSKA

mgr inż. Mirosław Szyłak-Szydłowski

**Efektywność usuwania wybranych grup mikroorganizmów
chorobotwórczych i potencjalnie chorobotwórczych w procesie
oczyszczania odcieków ze składowiska odpadów w mieszaninie ze
ściekami komunalnymi**

Promotor

Prof. dr hab. Anna Grabińska-Łoniewska

Warszawa, 2008

POLITECHNIKA WARSZAWSKA

Wydział Inżynierii Środowiska

ROZPRAWA DOKTORSKA

mgr inż. Mirosław Szyszkowski

Wpływ na środowisko naturalne i potencjalne zagrożenia w procesie
eksploatacji obiektów ze składowisk odpadów w mieszaninie ze
składowisk odpadów



Pracownik

Prof. dr hab. Anna Czerniak-Forsowska

Warszawa, 2018

36080/440-01

STRESZCZENIE

Wyznaczono, że w pacjencie rozpoznano chorobę ... w kierunku ...

Badano ... w kierunku ...

Składam serdeczne podziękowania

Pani prof. dr hab. Annie Grabińskiej-Loniewskiej

za życzliwość, wnikliwą analizę pracy, cenne uwagi oraz poświęcony mi czas

Wyznaczono, że ...

STRESZCZENIE

Wykazano, że w procesie oczyszczania odcieków w mieszaninie ze ściekami komunalnymi w reaktorze SBR pracującym w systemie trzech osmiogodzinnych cykli na dobę, z których każdy składał się z 45 min. fazy napelniania, 30 min. fazy mieszania, 2 godz. i 10 min. fazy napowietrzania, 45 min. fazy mieszania, 1 godz. i 50 min. fazy napowietrzania oraz 1 godz. i 30 min. fazy sedimentacji i 30 min. fazy dekantacji, przy hydraulicznym czasie zatrzymania HRT = 16 godz. i stężeniu osadu czynnego 3-4 g/l uzyskać można 71-74% efektywność usuwania zanieczyszczeń związkami organicznymi (w tym związkami humusowymi) przy obciążeniu osadu B_x w zakresie 0,23-0,45 mg ChZT/mg d. Przy badanym zakresie B_x wynoszącym 0,23-1,64 mg ChZT/mg d azot amonowy usuwany był w 85-99%, azot Kjeldahla w 73-96%, a fosforany w 16-35%. Uzyskiwana mała skuteczność usuwania fosforanów wymaga stosowania dalszego oczyszczania chemicznego odcieków odpływających z SBR. W procesie oczyszczania następowało zwiększenie stężenia metali ciężkich w osadzie w ilości dyskwalifikującej wykorzystanie go do celów rolniczych zgodnie z wymaganiami określonymi Rozporządzeniem Ministra Środowiska.

Biocenozę zaadaptowaną do oczyszczania odcieków stanowiły bakterie zooglealne, bakterie nitkowate, pierwotniaki z grupy *Mastigota* oraz orzęski z rodzajów: *Aspidisca*, *Glaucoma*, *Lionotus*, *Oxytricha*, *Vorticella*, *Opercularia*, *Tokophrya*, *Diffflugia* i wrotki. Stabilny wzrost tych mikroorganizmów miał miejsce przy B_x w zakresie 0,23-0,96 mgChZT/mg d. Zanik pierwotniaków w osadzie, za wyjątkiem *Opercularia*, nastąpił przy $B_x \geq 0,94$ mgChZT/mg d. Jako organizmy charakterystyczne dla osadu czynnego, rozwijające się przy całym badanym zakresie B_x (0,23-1,64 mgChZT/mg d) uznać można bakterie zooglealne, bakterie nitkowate i *Opercularia* sp. Spośród badanych grup mikroorganizmów najbardziej stabilny wzrost w osadzie czynnym wykazywały bakterie psychrofilne, mezofilne i termotolerancyjne bakterie grupy coli oraz grzyby mikroskopowe. Wyplukiwanie tych mikroorganizmów miało miejsce przy maksymalnym B_x wynoszącym 1,64 mg ChZT/mg d. Mniejszą stabilnością wzrostu charakteryzowało się *Clostridium perfringens* (wyplukiwanie przy 0,96 mg ChZT/mg d). Szybko wyplukiwane z osadu były bakterie sporowe, bakterie z rodziny *Enterobacteriaceae* i *L. monocytogenes*.

Wykazano, iż zarówno osad czynny, jak i odcieki odpływające z SBR stanowią zagrożenie sanitarne dla środowiska z uwagi na występowanie w nich *L. monocytogenes* oraz grzybów mikroskopowych z gatunków *Aspergillus fumigatus*, *Paecilomyces lilacinus*, *Pichia jądani* (*C. utilis*), *Geotrichum candidum* i *G. fragrans* w ilościach mogących powodować infekcje wielonarządowe u zwierząt ciepłokrwistych i człowieka.

SUMMARY

It has been proved, that during the treatment process of leachates in the mixture with municipal wastes in the SBR reactor, which worked in three 8-hour cycles per day and each of it consisted of a 45-minute fill phase, 30-minute mixing phase, 2.10 hour aeration phase, 45 minute mixing phase, 1.50 hour aeration phase, 1.30 hour settling phase and 30 minute decanting phase at hydraulic retention time HRT = 16 hours and sludge concentration $3-4 \text{ g dm}^{-3}$, at the Bx range $0,23-0,45 \text{ mg COD mg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ the 71-74% removal of organic compounds (including humic substances) could be achieved. At the studied impurities sludge loading rate Bx range $0,23-1,64 \text{ mg COD mg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ammonium nitrogen was removed in 85-99%, TKN in 73-96% and phosphates in 16-35%. A low efficiency of phosphorus removal requires further treatment of effluent wastewaters from SBR with chemical methods. Cumulation of the heavy metals in activated sludge took place during the treatment process in a value disqualifying using it for a agricultural purposes according to requirements defined by Decree of Ministry of the Environment.

Biocenosis adapted for the treatment of leachates constituted of zoogloal and filamentous bacteria, protozoans of the group *Mastigota* and ciliates from the genera: *Aspidisca*, *Lionotus*, *Glaucoma*, *Lionotus*, *Oxytricha*, *Vorticella*, *Opercularia*, *Tokophrya*, *Difflugia* and rotifera. Stable growth of these microorganisms took place at Bx range $0.23 - 0.96 \text{ mg COD mg}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Protozoan's disappearance, except *Opercularia*, succeed at $Bx \geq 0,94 \text{ mg COD mg}^{-1} \text{ d}^{-1}$. As typical organisms for the activated sludge, which grow up at whole examined range of Bx ($0,23-1,64 \text{ mg COD mg}^{-1} \text{ d}^{-1}$), might be regarded zoogloal and filamentous bacteria and protozoa of the genus *Opercularia*. Among all of examined groups of microorganisms, the most stable growth in the activated sludge showed psychrophilic and mesophilic bacteria, thermotolerant coliform bacteria and microscopic fungi. Washing out of these microorganisms took place at Bx maximal = $1,64 \text{ mg COD mg}^{-1} \text{ d}^{-1}$. *Clostridium perfringens* characterised by less growth stability (swill out at $Bx = 0,96 \text{ mg COD mg}^{-1} \text{ d}^{-1}$). Spore forming bacteria, bacteria from family *Enterobacteriaceae* and *L. monocytogenes* were washed out fast.

It has been proved, that both activated sludge and leachates outflowed from SBR, presents a sanitary menace to environment on account of the occurrence of *L. monocytogenes* and microscopic fungi of the species *Aspergillus fumigatus*, *Paecilomyces lilacinus*, *Pichia jądani* (*C. utilis*), *Geotrichum candidum* and *G. fragrans* in quantities, which could cause multiorgan infections of warm-blooded animals and humans.

SPIS TREŚCI

WSTĘP	5
1. CZĘŚĆ TEORETYCZNA	5
1.1. Charakterystyka ogólna składowisk odpadów	6
1.2. Odcieki składowiskowe jako główne zagrożenie sanitarne środowiska	11
1.2.1. Zanieczyszczenia chemiczne	11
1.2.2. Zanieczyszczenia mikrobiologiczne	13
1.3. Metody oczyszczania odcieków	36
1.3.1. Recykulacja odcieków	36
1.3.2. Odprowadzanie odcieków do kanalizacji miejskiej lub wspólne oczyszczanie ze ściekami miejskimi	37
1.3.3. Metody chemiczne	38
1.3.4. Metody fizykochemiczne	40
1.3.5. Metody biologiczne	45
1.3.5.1. Metody tlenowe	47
1.3.5.2. Metody beztlenowe	52
1.3.5.3. Metody tlenowo-beztlenowe	54
1.3.6. Zintegrowane metody oczyszczania odcieków	55
1.4. Uzasadnienie podjęcia tematu pracy	62
2. CZĘŚĆ DOŚWIADCZALNA	64
2.1. Cel badań	64
2.2. Zakres badań	64
2.3. Materiał i metody badań	64
2.4. Wyniki badań	72
2.4.1. Proces oczyszczania odcieków w reaktorze SBR	72
2.4.1.1. Monitoring procesu oczyszczania odcieków w reaktorze SBR	72
2.4.1.2. Wpływ obciążenia osadu (B_x) na skuteczność usuwania zanieczyszczeń	76
2.4.2. Ocena skuteczności oczyszczania odcieków na podstawie badań toksykologicznych	87
2.4.3. Wpływ obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń (B_x) na kształtowanie się biocenozy osadu czynnego	90
2.4.4. Wpływ obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń (B_x) na wzrost flory bakteryjnej	95
2.4.5. Kształtowanie się mikroflory w procesie oczyszczania odcieków	114
3. PODSUMOWANIE PRACY I Dyskusja Wyników badań	121
4. WNIOSKI	142
5. SPIS TABEL I RYSUNKÓW	145
6. LITERATURA	154
7. STOSOWANE SKRÓTY	168

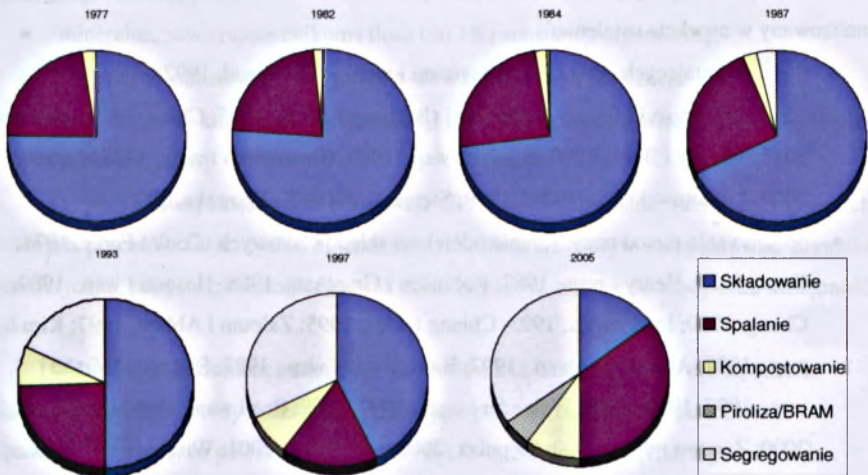
WSTĘP

Składowanie odpadów stanowi główną technologię ich zagospodarowania mającą na celu zabezpieczenie środowiska przed niekorzystnym oddziaływaniem na biosferę. Szacuje się, że w Polsce znajduje się ponad 1800 składowisk legalnych, około 10 000-20 000 składowisk nielegalnych, najczęściej bez uszczelnień oraz około tysiąca składowisk odpadów niebezpiecznych, w tym około 300 bez odpowiedniego zabezpieczenia podłoża gruntowego [Kowalów, 2000, cyt. za Zadroga i Olańczuk-Neyman, 2001]. Aktualnie eksploatuje się 566 składowisk odpadów komunalnych z uporządkowaną gospodarką odciekami powstającymi na ich terenie [Szyk, 2003]. Problem utylizacji odcieków składowiskowych jest niezmiernie ważny z punktu widzenia ochrony środowiska, bowiem rocznie na składowiska odprowadza się od 43 mln m³ (2000) do 47 mln m³ (2002), tj. 10,5 mln Mg odpadów komunalnych stałych (OKS) i od 15 mln m³ (2000) do 12,7 mln m³ (2002) nieczystości płynnych. OKS są w ok. 97% składowane i zanieczyszczeń ok. 2% kompostowane, reszta przypada na odpady selekcyjonowane. Ocieki składowiskowe są dużym zagrożeniem dla środowiska, ze względu na wysoką zawartość substancji toksycznych, a z uwagi na obecność w nich licznych zanieczyszczeń chemicznych i mikrobiologicznych, stanowią również poważne zagrożenie sanitarno – epidemiologiczne. Świadczą o tym m.in. prowadzone w 2000 r. badania w Instytucie Systemów Inżynierii Środowiska na Wydziale Inżynierii Środowiska Politechniki Warszawskiej oraz w USA przez Amerykańską Agencję Ochrony Środowiska. Stąd, opracowanie skutecznych metod zapobiegania dostawaniu się zanieczyszczeń chemicznych i mikrobiologicznych do środowiska gruntowo – wodnego i powietrza w pobliżu składowisk jest jednym z głównych zadań dla inżynierii ochrony środowiska, zobligowanej do takich działań artykułem 80 traktatu między Rzeczpospolitą Polską a Unią Europejską i jej państwami członkowskimi. Do realizacji tego celu niezbędne jest oszacowanie stopnia zanieczyszczenia pod względem chemicznym i mikrobiologicznym powstających odcieków oraz przeprowadzenie oceny skuteczności usuwania tych zanieczyszczeń w różnych jednostkowych procesach oczyszczania. Praca niniejsza, podsumowująca wyniki czteroletnich badań doświadczalnych nad oczyszczaniem odcieków składowiskowych metodą osadu czynnego w SBR uzupełnia lukę informacyjną w tej problematyce. Badania były częściowo finansowane przez KBN/MNiI w ramach Grantu Promotorskiego Nr 2 P04G 008 28.

1. CZĘŚĆ TEORETYCZNA

1.1. Charakterystyka ogólna składowisk odpadów

Odpady komunalne stanowią heterogenną mieszankę różnych substancji stałych, które utraciły swoją pierwotną wartość użytkową i stanowią materiał wymagający unieszkodliwienia. Składowanie odpadów stanowi główną technologię ich zagospodarowania mającą na celu zabezpieczenie środowiska przed niekorzystnym oddziaływaniem na biosferę. Udział tej technologii w całości unieszkodliwianych odpadów komunalnych według danych cytowanych przez Bilitewskiego i wsp. (2003) w latach 1977 – 1997 był w zakresie odpowiednio 74,7 – 42,7 %, w ostatnich latach wykazując tendencję zniżkową kosztem rozwoju innych metod takich jak metody termiczne (spalanie, zgazowanie, odgazowanie), recykling organiczny (kompostowanie, fermentacja metanowa w komorach i przyzmach energetycznych) oraz przerób na paliwo. Udział poszczególnych metod unieszkodliwiania odpadów komunalnych w Polsce w latach 1977-2005 przedstawiono na rys. 1.1.



Rys.1.1. Udział różnych metod unieszkodliwiania odpadów komunalnych w Polsce w latach 1977-2005 na podstawie danych Bilitewskiego (Bilitewski, 2003)

Fig. 1.1. Participation of different utilization methods of municipal waste in Poland, in 1977-2005, based on Bilitewski's data (Bilitewski, 2003)

Składowiska odpadów przeszły drogę ewolucji od jedynie ogrodzonych terenów, ulokowanych z dala od skupisk mieszkalnych, do skomplikowanych obiektów inżynierskich, mających za zadanie nie tylko umożliwienie bezpiecznego składowania odpadów, ale także zabezpieczenie przed ujemnym wpływem składowiska na otoczenie. Odpady i związane z nimi zagrożenia stają się w naszych czasach coraz bardziej zauważalnym problemem w ochronie środowiska. Zawarte w nich składniki, głównie organiczne, ulegają przemianom biochemicznym i oddziałują na środowisko poprzez produkty ich rozkładu, takie jak: dwutlenek węgla, amoniak, siarkowodór, metan, azotyny, azotany, siarczany i inne. Ponadto odpady stwarzają zagrożenie dla środowiska gruntowo-wodnego oraz powietrza ze względu na możliwość skażenia mikroorganizmami chorobotwórczymi. Na składowiskach panują również dobre warunki do żerowania much, gryzoni i ptaków, mogących przenosić na inne tereny zanieczyszczenia mikrobiologiczne. Duży postęp notuje się zarówno w rozwoju technologii minimalizujących ilość powstających odpadów, jak i w technologiach związanych z unieszkodliwianiem i gospodarczym wykorzystaniem odpadów [Rosik-Dulewska, 2006].

Problem oceny wpływu składowiska odpadów na środowisko do chwili obecnej był analizowany w aspekcie ustalenia:

- ilości powstających odcieków (Bengtsson i wsp., 1994, Freud, 1992),
- ich charakterystyki fizyko-chemicznej (Burrows i Rowe, 1975; Chian, 1977; Harmsen, 1983; Murray i Beck, 1990; Buniak i wsp., 1997; Christensen i wsp., 1998; Paxeus, 2000; Łomotowski i Szpindor, 1999; Stępnia, 2001; Kuligowska, 2005)
- opracowania metod oczyszczania odcieków składowiskowych (Cook i Foree, 1974; Knox, 1985; Henry i wsp., 1987; Robinson i Grantham, 1988; Hosomi i wsp., 1989; Chang, 1989; Imai i wsp., 1993; Chiang i wsp., 1995; Zaloum i Abbott, 1997; Kim i wsp., 1997; Amokrane i wsp., 1997; Barbusiński i wsp., 1997; Surmacz-Górska i wsp., 1997, 1999, 2000; Welander i wsp., 1997, 1998; Bae i wsp., 1999; Lin i Chang, 2000; Zamora i wsp., 2000; Stępnia, 2000; Hur i wsp., 2001; Wiszniowski i wsp., 2001; Kaczorek i wsp., 2002; Kuligowska, 2005, Kuligowska i Racka, 2007)
- wpływu składowisk na zanieczyszczenie powietrza pod względem chemicznym i mikrobiologicznym (Kulig, 1983, Jager i Kuchta, 1992; Pohle i wsp., 1993; Jager, 1993; Phillip i wsp., 1994, Fricke i wsp., 1994; Tarczewska i Karpińska – Smulikowska, 2000)
- wpływu składowisk na wody podziemne (Litwin i Pawłowska, 1979; Wieczorek, 1998)

Zgromadzone na składowiskach odpady mają znaczną wartość jako potencjalne surowce wtórne, ich wartość szacuje się na kilkaset milionów dolarów. Około 25% w odpadach stanowi węgiel, 35% - cynk, ołów, żelazo i inne metale, zaś 40% przypada na takie składniki, jak: ity, popioły, żużle, odpady skalne i kruszywa. [Rosik-Dulewska, 2006].

Ze względu na stopień zagrożenia oraz na właściwości, składowane odpady można podzielić na następujące grupy:

- odpady grożące skażeniem – zawierające drobnoustroje chorobotwórcze oraz pasożyty zwierzęce;
- odpady grożące skażeniem – zawierające substancje promieniotwórcze;
- odpady szczególnie szkodliwe dla środowiska – zawierające substancje uznane przez ministra zdrowia za trucizny lub środki szkodliwe;
- surowe produkty i inne materiały uznane za nieprzydatne do wykorzystania gospodarczego.

Ze względu na właściwości fizyczno-chemiczne odpadów, a głównie udział frakcji organicznej, dzieli się je na:

- mineralne, zawierające znikomą ilość (do 1%) substancji organicznej;
- organiczno-mineralne, zawierające 5-50% substancji organicznej;
- organiczne, w których udział substancji organicznej wynosi więcej, niż 50% [Rosik-Dulewska, 2006]

Do prawidłowej eksploatacji składowisk niezbędne jest poznanie zachodzących w nich złożonych procesów fizycznych i biochemicznych, na które wpływ mają zarówno czynniki atmosferyczne, jak i mikrobiologiczne oraz skład odpadów, zawartość wody oraz dostępność tlenu.

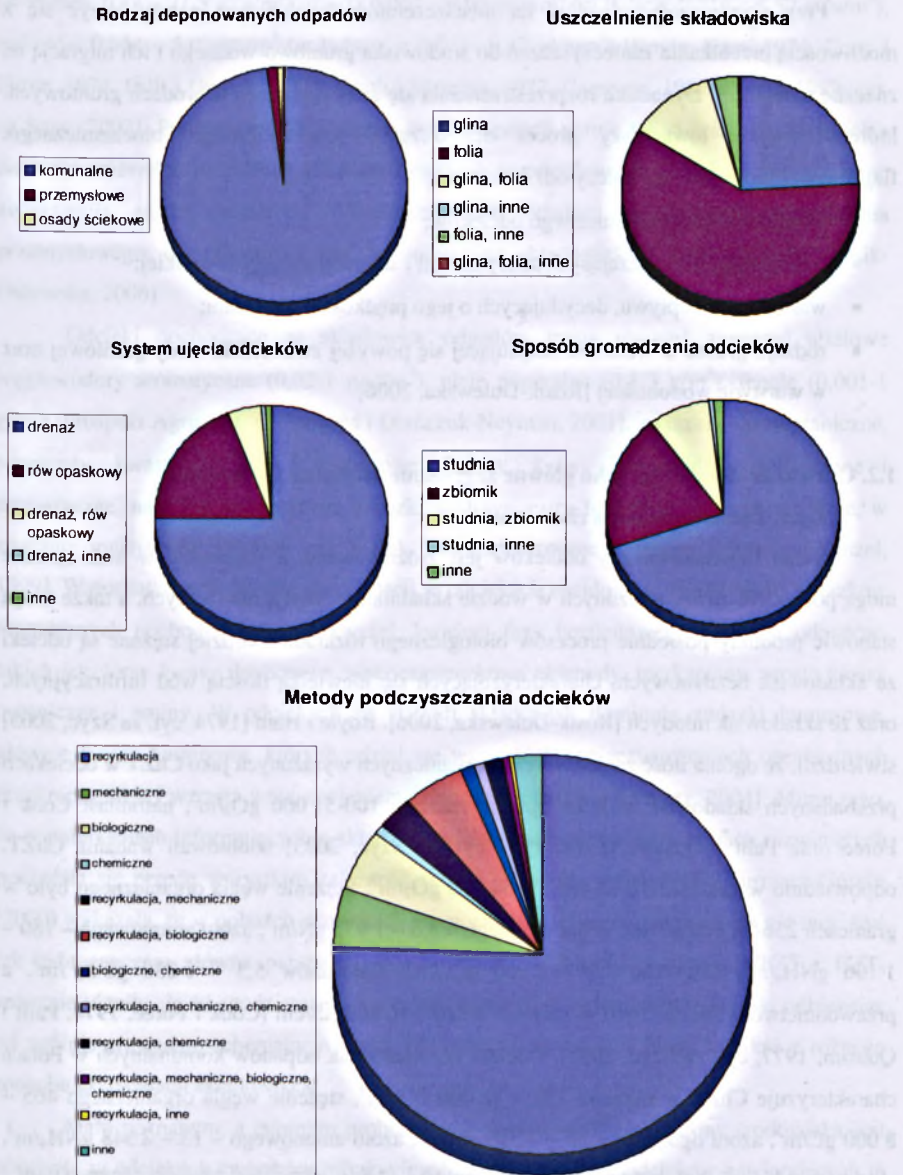
Głównym zagrożeniem sanitarnym dla środowiska wodno-gruntowego są odcieki składowiskowe. Są to wody deszczowe, powstające podczas eksploatacji składowisk odpadów. Ocenia się, że powstają one w ilości $0,415-0,658 \text{ dm}^3/\text{m}^2 \text{ d}$ [Harrington i Maris, 1986 cyt. za Zadroga i Olańczuk-Neyman, 2001]. Migrują one przez złożę składowiska i wymywają z niego rozpuszczalne frakcje organiczne oraz mineralne, a także mikroorganizmy saprofityczne i chorobotwórcze zawarte w składowanych odpadach.

Szacunkowa ogólna ilość składowanych na składowiskach odpadów wynosi $22\,438\,207 \text{ m}^3/\text{rok}$, w tym 97% stanowią odpady komunalne, 2,3% - przemysłowe, 0,7% - osady ściekowe. [Fajfer, 2005]. Według danych zgromadzonych w bazie utworzonej przez Szyca (2003), zawierającej charakterystykę 440 składowisk, segregację odpadów prowadzi się na 167 składowiskach, na 240 zaś nie segreguje się ich w ogóle. Unieszkodliwianych jest

98,5 % odpadów komunalnych, w tym 96,8% składa się na składowiskach, a pozostała część jest poddawana kompostowaniu i termicznemu unieszkodliwianiu [Fajfer, 2005]. Rodzaj odpadów deponowanych na składowiskach oraz rodzaje uszczelnienia składowisk, sposoby ujęcia, odprowadzania, gromadzenia i podczyszczania odcieków zestawiono na rys. 1.2.

Z danych załączonych na rys. 1.2 wynika, że jako materiał uszczelniający podłoże wykorzystywana jest w większości składowisk folia (60% badanych obiektów), zaś odcieki przeważnie ujmowane są drenażem (74%) i gromadzone w studniach (70%). W 59% składowisk stosuje się podczyszczanie odcieków, a z 84% są one odprowadzane wozami asenizacyjnymi na oczyszczalnię. Łącznie odcieki pochodzące z 94% składowisk kierowane są do oczyszczalni ścieków.

Ilość odcieków powstających na składowiskach zależy głównie od techniki składowania odpadów i wieku składowiska oraz rodzaju i stopnia rozdrobnienia odpadów, a także ilości wody infiltrującej i pory roku (największe ilości powstają od września do kwietnia, najmniejsze – od maja do października), warunków hydrogeologicznych w obrębie składowiska oraz typu roślinności porastającej składowisko po rekultywacji [Ehring, 1980, cyt. za Szyc, 2003, Surmacz-Górska 2000, Rosik-Dulewska, 2006]. Szpadt w 1989 r. (cyt. za Szyc, 2003) dowiódł, że na młodych składowiskach, których wiek nie przekracza 3-5 lat, powstaje mniej odcieków, niż na składowiskach starych (powyżej 6-10 lat), ze względu na to, że proces retencji wody w odpadach zanika wraz z wiekiem składowiska i stabilizacją substancji organicznych. Bardzo istotny wpływ na ilość powstających odcieków ma sposób obróbki powierzchni składowiska – składowanie w cienkich warstwach, homogenizacja, rozdrabnianie i silne zagęszczanie odpadów [Szyc, 2003].



Rys. 1.2. Zestawienie rodzaju odpadów deponowanych na składowiskach, rodzaju uszczelnienia podłoża oraz sposobów ujęcia, odprowadzania, gromadzenia i podczyszczania odcieków, na podstawie danych Szycy (Szyc, 2003)

Fig. 1.2. List of kind of wastes deposited on landfills type of insulation layer and methods of intake and take out as well as pretreatment of leachates based on Szyc data (Szyc, 2003)

Przy składowaniu odpadów na nieuszczelnionych obiektach należy liczyć się z możliwością przenikania zanieczyszczeń do środowiska gruntowo-wodnego i ich migracją na znaczne odległości. Dynamika rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w wodach gruntowych, któremu zwykle towarzyszy proces oczyszczania geochemicznego, biochemicznego, fizycznego i biofizycznego zależy od:

- objętości i składu chemicznego odcieków;
- właściwości oczyszczających strefy aeracji i saturacji skorupy ziemskiej;
- warunków przepływu, decydujących o jego prędkości i natężeniu;
- rodzaju gruntu w warstwie znajdującej się powyżej zwierciadła wody gruntowej oraz w warstwie wodonośnej [Rosik-Dulewska, 2006]

1.2. Odcieki ze składowisk jako główne zagrożenie sanitarne środowiska

1.2.1. Zanieczyszczenia chemiczne

Skład fizykochemiczny odcieków jest zróżnicowany, a substancje w nich zawarte mogą pochodzić z rozpuszczonych w wodzie składników stałych lub ciekłych, a także mogą stanowić produkty pośrednie procesów biologicznego rozkładu. Bardziej stężone są odcieki ze składowisk beztlenowych, charakteryzujących się niewielką ilością wód infiltracyjnych, oraz ze składowisk młodych [Rosik-Dulewska, 2006]. Boyle i Ham [1974, cyt. za Szyc, 2003] stwierdzili, że ogólna ilość zanieczyszczeń organicznych wyrażonych jako ChZT w odciekach przebadanych składowisk w USA była w zakresie 100-51 000 gO_2/m^3 , natomiast Cook i Foree oraz Palit i Quasim [1974, 1977 cyt. za Szyc, 2003] odnotowali wahania ChZT, odpowiednio w zakresie 81-44 460 i 9-54 610 gO_2/m^3 . Stężenie węgla organicznego było w granicach 256-28 000 gC/m^3 , azotu ogólnego – 5,5 – 1 973 gN/m^3 , azotu amonowego – 180 – 1 106 gNH_4/m^3 , chlorków 4,7 – 2 800 gCl/m^3 , siarczanów 5,3 – 1 836 $\text{gSO}_4^2/\text{m}^3$, a przewodnictwo właściwe było w zakresie 2 810 - 16 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ [Cook i Foree, 1974, Palit i Quasim, 1977, cyt. za Szyc, 2003]. Odcieki ze składowisk odpadów komunalnych w Polsce charakteryzuje ChZT w zakresie 280 – 42 000 gO_2/m^3 , stężenie węgla organicznego 465 – 8 000 gC/m^3 , azotu ogólnego – 10 – 2 546 gN/m^3 , azotu amonowego – 13 – 2 548 gNH_4/m^3 , chlorków 148 – 5 000 gCl/m^3 , a siarczanów 10 – 2 546 $\text{gSO}_4^2/\text{m}^3$ [Szpadt, 1989; Uloth i Mamine, 1977 cyt. za Szyc, 2003].

Wartości stężeń metali ciężkich w odciekach pochodzących z amerykańskich składowisk również były bardzo zróżnicowane: żelazo występowało tam w ilości 55 – 5 500 gFe/m^3 (w Polsce: 0,64 – 950 gFe/m^3), nikiel 0,01 – 0,65 gNi/m^3 (w Polsce: 0,01 – 1,19 gNi/m^3), chrom 0,053 – 1,90 gCr/m^3 (w Polsce: 0,00 – 1,38 gCr/m^3), cynk 0,5 – 1 000 gZn/m^3

(w Polsce: 0,14 – 21,5 gZn/m³), miedź 0,024 – 9,90 gCu/m³ (w Polsce: 0,015 – 3,52 gCu/m³), zaś ołów 0,054 – 5,0 gPb/m³ (w Polsce: < 0,01 – 0,43 gPb/m³) [Boyle, Ham, 1974, Cook i Foree, 1974, Palit i Quasim, 1977, Uloth i Mamine, 1977, Cameron, 1987, Szpadt 1989, cyt. za Szyc, 2003]. Podobne wartości stężeń metali ciężkich notuje się w ściekach miejskich, a znacznie wyższe w niektórych ściekach i osadach przemysłowych. Przyczyn ewentualnego zwiększenia stężeń metali w odciekach należy szukać w odpadach pochodzenia przemysłowego, deponowanych bez zezwolenia na składowiskach komunalnych. [Rosik-Dulewska, 2006].

Odcieki pochodzące ze składowisk odpadów mogą również zawierać alkilowe węglowodory aromatyczne (0,02-1 µg/dm³), oleje mineralne (0,1-3 g/m³), fenole (0,001-1 g/m³) [Prospekt Agru, cyt. za Zadroga i Ołańczuk-Neyman, 2001], związki chloroorganiczne, pestycydy, kwasy fulwowe i humusowe, ftalany, kwasy karboksylowe alifatyczne i aromatyczne, naftalen, aromatyczne związki azotowe, estry fosforowe, wyższe alkohole, w znacznie mniejszych ilościach zaś WWA, PCB, chlorowane dioksyne i furany [Wenzel, 1999]. W początkowym okresie eksploatacji w odciekach znajduje się bardzo dużo związków organicznych pochodzących z pierwszej, kwaśnej fazy beztlenowego rozkładu odpadów, takich jak: lotne kwasy tłuszczowe, niskocząsteczkowe aldehydy, merkaptany, proste kwasy organiczne i aminy. W odciekach ze starych składowisk dominują związki humusowe, głównie kwasy huminowe, których udział we wszystkich zanieczyszczeniach organicznych przekracza 60% i wzrasta wraz z wiekiem składowiska [Monje-Ramirez, 2004]. Mimo tego, że w publikacjach informujących o składzie odcieków ze składowisk w krajach rozwiniętych podkreśla się przede wszystkim zależność składu od wieku składowiska, Surmacz-Górska (2000) wykazała, że w polskich warunkach eksploatacji składowisk zależność ta nie musi być tak jednoznaczna: główne parametry składu odcieków, takie jak odczyn, ChZT i BZT₅ znacznie różniły się od spodziewanych ze względu na wiek badanych składowisk, odbiegając od ogólnie przyjętego schematu. Autorka przypuszcza, że fakt ten mógł wynikać z różnego sposobu eksploatacji składowiska.

Mało poznanym, a istotnym problemem z punktu widzenia ochrony środowiska jest obecność w odciekach związków refrakcyjnych. Odprowadzanie odcieków zawierających te związki na miejską oczyszczalnię ścieków powoduje jedynie rozcieńczenie odcieków bez wydatnego obniżenia ilości tych związków. W efekcie, w odbiorniku ścieków oraz w wodach gruntowych następuje akumulacja związków refrakcyjnych, co ma negatywny wpływ na zachodzące procesy samooczyszczania.

Ogólnie, liczba zanieczyszczeń organicznych w odciekach ze składowisk przekracza 200 związków, w tym jest aż 35 tzw. „Priority Pollutants” [Bretschneider i Locher, 1993; Bauer i wsp., 1998; Paxeus, 2000, cyt. za Surmacz-Górska, 2001]. Biorąc pod uwagę powyższe, ustawa o odpadach z dnia 27 czerwca 1997 roku (Dz. Ustaw Nr 96 Poz. 592) uznała ocieki ze składowisk odpadów jako odpady niebezpieczne. Ustawa o odpadach, która weszła w życie z dniem 1 stycznia 1998 roku, nałożyła na eksploatatora składowiska obowiązek nie tylko ujmowania, ale także zagospodarowania powstających odcieków. Obowiązująca ustawa o odpadach z dnia 27 kwietnia 2001 roku (Dz. Ustaw Nr 39, poz. 251) utrzymała w mocy powyższe sformułowania.

Ilość odcieków powstających na składowiskach odpadów stanowi zaledwie ok. 0,4% ilości oczyszczanych ścieków komunalnych, jednak problem przestaje być błahy, gdy weźmie się pod uwagę ładunki zanieczyszczeń niesione w odciekach [Surmacz-Górska, 2001]. Ze względu na kumulację oraz migrację zanieczyszczeń fizykochemicznych, w środowisku gruntowo-wodnym wokół składowiska ocieki stanowią poważne zagrożenie sanitarne. Biorąc pod uwagę fakt występowania dużej zawartości zanieczyszczeń organicznych i mineralnych, a także metali ciężkich, ich skład jest bardziej zbliżony do ścieków przemysłowych aniżeli do ścieków bytowo-gospodarczych [Surmacz-Górska, 2000].

1.2.2. Zanieczyszczenia mikrobiologiczne

Skład odpadów deponowanych na składowiskach w Polsce (zawartość odpadów organicznych -35%, udział frakcji biodegradowalnej - 50%), pozwala przypuszczać, że stanowią odpowiedni substrat do namnażania mikroorganizmów saprofitycznych i chorobotwórczych. Mikroorganizmy patogenne dostają się do odcieków z odpadów oraz odchodów zwierząt bytujących na obszarze składowiska (ptaki, owady, gryzonie, pierścienice). W tabeli 1.1. zestawiono organizmy chorobotwórcze i potencjalnie chorobotwórcze dla ludzi i zwierząt, które mogą występować w biomacie z odpadów komunalnych. Z uwagi na ich obecność oraz niebezpieczeństwo migracji do wód podziemnych, ocieki ze składowisk odpadów komunalnych stanowią poważne zagrożenie sanitarno – epidemiologiczne. Zasięg migracji bakterii zależy od okresu przeżywalności ich w wodzie oraz od drogi przepływu wody podziemnej w tym czasie.

Tabela 1.1. Organizmy chorobotwórcze i potencjalnie chorobotwórcze dla ludzi i zwierząt, mogące występować w biomasie z odpadów komunalnych [cyt. za Skalmowski, 2001; uzupełnione i poprawione danymi Pohla i wsp., 1993]

Table 1.1. Pathogenic and potentially pathogenic organisms for people and animals, which may occur in the municipal waste biomass [cit. after Skalmowski, 2001; supplemented and revised by Pohle et al., 1993] data

BAKTERIE	WIRUSY
<i>Salmonella typhi</i>	Enterowirusy, w tym:
<i>Shigella dysenteriae</i>	Coxsackiewirusy
<i>Klebsiella pneumoniae</i>	ECHOwirusy
<i>K. oxytoca</i>	Poliowirusy
<i>K. rhinoscleromatis</i>	Hepatowirusy (zapalenie wątroby typu A)
<i>Escherichia coli*</i>	Reowirusy
<i>Enterobacter cloacae*</i>	Rotawirusy
<i>Citrobacter freundii*</i>	Astrowirusy
<i>C. intermedius*</i>	Caliciwirusy
<i>Proteus vulgaris*</i>	Norwalkwirusy
<i>Yersinia enterocolitica</i>	
<i>Campylobacter jejuni</i>	
<i>Listeria monocytogenes</i>	
<i>Bacillus anthracis</i>	
<i>Clostridium perfringens</i>	
<i>Pseudomonas fluorescens*</i>	
<i>Ps. diminuta*</i>	
<i>Ps. cepacia*</i>	
<i>Ps. putida*</i>	
PASOŻYTY ZWIERZĘCE	GRZYBY
Pierwotniaki jelitowe:	<i>Aspergillus fumigatus</i>
<i>Giardia intestinalis</i>	<i>Aspergillus niger</i>
<i>Cryptosporidium parvum</i>	<i>Aspergillus parasitus</i>
<i>Cyclospora cayetanensis</i>	<i>Aspergillus versicolor</i>
<i>Isospora belli</i>	<i>Cladosporium cladosporioides</i>
<i>Toxoplasma gondii</i>	<i>Cladosporium sphaerospermum</i>
<i>Microsporydia</i>	<i>Geotrichum candidum</i>
Robaki:	<i>Penicillium lilacinum</i>
<i>Ascaris lumbricoides</i>	<i>Penicillium rubrum</i>
<i>Trichuris trichiura</i>	<i>Penicillium frequentans</i>

* - organizmy potencjalnie chorobotwórcze

Rosik-Dulewska (2006) przyjmuje, że migrują one na odległość od kilkunastu do 100 m od składowiska, jednak badania prowadzone w latach 2003-2007 w Instytucie Systemów Inżynierii Środowiska Wydziału Inżynierii Środowiska PW przez Grabińską-Łoniewską i wsp. (2007) wykazały, że możliwa jest migracja zanieczyszczeń mikrobiologicznych na dużo większe odległości, bowiem bakterie *Listeria monocytogenes* wykrywano w studni na posesji oddalonej o 150 m od stopy składowiska. Badania te, prowadzone na odciekach pochodzących ze składowisk odpadów innych niż obojętne i niebezpieczne, tzw. komunalnych, posiadających izolację podłoża (w miejscowościach Otwock-Świerk, Dębe Wielkie, Wola Suchożebrska k/ Siedlec, Rokito Rokito/ Lublina, Jaskółtowo k/ Nasielska oraz składowiska nie posiadającego izolacji podłoża zlokalizowanego w Lipinach Starych k/ Wołomina) pozwoliły ustalić, iż mikroorganizmami wskaźnikowymi stopnia zanieczyszczenia odcieków pod względem sanitarnym są:

- bakterie mezofilne (BM)
- termotolerancyjne bakterie grupy coli (TBGC)
- *Listeria monocytogenes*
- *Clostridium perfringens*
- bakterie gnilne: *Proteus vulgaris*
- grzyby mikroskopowe (grzyby drożdżopodobne i pleśnie) (GM).

Obok tych mikroorganizmów w mniejszych ilościach występowały w odciekach bakterie psychrofilne i sporowe. Stwierdzono korelację pomiędzy BM i TBGC w okresie wiosny i lata, a więc w porach roku o wyższej temperaturze powietrza. *Listeria monocytogenes* i *Proteus vulgaris* występowały najliczniej w porach roku o niskiej temperaturze (odpowiednio w miesiącach XI-II oraz X-XI). Nie stwierdzono wpływu pory roku na obecność *C. perfringens* w odciekach. Przeprowadzone badania wykazały, że ocieki ze składowisk odpadów komunalnych nie są miejscem występowania bakterii chorobotwórczych *Campylobacter* sp. i *Yersinia* sp. oraz helmintów.

Badania prowadzone w USA przez Amerykańską Agencję Ochrony Środowiska wykazały obecność w odciekach ze składowisk odpadów komunalnych bakterii grupy coli typu kałowego oraz bakterii *Streptococcus faecalis* [Szyk 2003, Rosik-Dulewska, 2006]. Według Zadroga i Olańczuk-Neyman największe zagrożenie dla podłoża gruntowego wokół składowisk odpadów stwarzają m.in. bakterie z rodzajów *Salmonella*, *Shigella* i *Campylobacter*, wirusy jelitowe, pierwotniaki chorobotwórcze oraz jaja pasożytów jelitowych.

Hale Boothe i wsp. (2001) wykryli w odciekach 43 różne gatunki bakterii, w tym *Klebsiella pneumoniae*, *Pasteurella multocida*, *Actinobacillus actinomycetemcomitans* i *Yersinia enterocolitica*.

Szczególne zagrożenie parazytologiczne stanowią ocieki ze składowisk, na których składowane są osady ściekowe, w których z reguły przekroczona jest dopuszczalna liczba jaj pasożytów. Na podstawie Rozporządzenia Ministra Środowiska z 1 sierpnia 2001 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych, łączna liczba żywych jaj pasożytów jelitowych *Ascaris* sp., *Trichuris* sp., *Toxocara* sp. – w 1 kg suchej masy odpadów przeznaczonych do:

- stosowania w rolnictwie – wynosi 0
- rekultywacji terenów oraz do stosowania gruntów do określonych potrzeb wynikających z planów gospodarki odpadami, planów zagospodarowania przestrzennego lub decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu – nie jest większa niż 300.

Czynnikiem ograniczającym migrację z odcieków do środowiska gruntowo-wodnego są stosunkowo duże wymiary ich jaj: *Ascaris* sp. 88-94x39-44 μm ; *Trichuris* sp. 50-65x20-30 μm ; *Toxocara* sp. 66-90x64-80 μm [Butarewicz 2001, Butarewicz i wsp., 2001, cyt. za Zadroga i Olańczuk-Neyman, 2001].

Okres przeżycia mikroorganizmów chorobotwórczych w glebie jest bardzo długi, w przypadku bakterii wynosi 2-15 miesięcy (przy czym obniżenie ich liczby do wartości nie zagrażającej zdrowiu następuje w okresie 2-3 mies. [Bitton i wsp. 1978, Sorber i Moore, 1986 cyt. za Zadroga i Olańczuk-Neyman, 2001]), wirusów 3-6 miesięcy, a jaj robaków 24-84 miesięcy. Wg. Sobseya i inn. (1980, cyt. za Zadroga i Olańczuk-Neyman, 2001), inaktywacja wirusów może być skutkiem działania substancji chemicznych wykazujących działanie antywirusowe, wytwarzanych przez mikroorganizmy autochtoniczne występujące w glebie. W tabeli 1.2. zestawiono czynniki wpływające na przeżywalność mikroorganizmów allochtonicznych w podłożu gruntowym [Serba i Bitton 1984, cyt. za Zadroga i Olańczuk-Neyman, 2001].

Czynniki wpływające na liczebność mikroorganizmów w odciekach mogą być wielorakie. Jako główny uznać można stopień mikrobiologicznego zanieczyszczenia składowanych odpadów. Z badań Traczewskiej i Karpińskiej-Smulikowskiej (2000) wynika, że liczebność bakterii, grzybów, wirusów, cyst pierwotniaków i jaj robaków we frakcji mokrej odpadów komunalnych zależy od pory roku i jest wyższa w okresie letnim niż w pozostałych porach roku.

Tabela 1.2 Czynniki wpływające na przeżywalność mikroorganizmów allochtonicznych w podłożu gruntowym [Serba i Bitton, 1984; cyt. za Zadroga i Olańczuk-Neyman, 2006]

Table 1.2. Factors influencing on survivability of allochtonic microorganisms in soil basis [Serba and Bitton, 1984; cit. after Zadroga and Olańczuk-Neyman, 2006]

Czynniki	Charakterystyka
Czynniki fizyczne	
Temperatura	Dłuższa przeżywalność w niskich temperaturach zbliżonych do minimalnej wzrostu niż w temperaturach wyższych w pobliżu optymalnej, a zatem dłuższy czas przeżycia mikroorganizmów zimą niż latem
Pojemność wodna gruntu	Niższa przeżywalność w gruntach piaszczystych o niskiej pojemności wodnej
Struktura gruntu	Substancje ilaste i humusowe zwiększają zdolność zatrzymywania wody w podłożu gruntowym, wpływając na wydłużenie czasu przeżycia mikroorganizmów
Czynniki chemiczne	
Odczyn pH	W sposób pośredni wpływa na przeżywalność mikroorganizmów, a szczególnie wirusów poprzez wpływ na ich sorpcję
Kationy	Niektóre kationy, jak np. Mg^{2+} wpływają na termiczną stabilizację cząstek wirusów
Substancja organiczna	Może stymulować zarówno przeżywalność, jak i wzrost bakterii
Czynniki biologiczne	
Antagonizm naturalnej mikroflory	Zwiększona przeżywalność mikroorganizmów allochtonicznych w glebach pozbawionych naturalnej mikroflory

Ogólna liczba mikroorganizmów w próbkach wiosennych i zimowych (temperatura powietrza 7-9,5°C) wynosiła około 10^8 jtk/g, podczas gdy w okresie letnim (temperatura powietrza 16-17°C) 10^8 - 10^9 jtk/g. Liczba pałeczek gramujemnych w odpadach komunalnych w okresie wiosennym jest w zakresie 10^6 - 10^7 jtk/g, podczas gdy w pozostałych okresach roku 10^7 - 10^8 jtk/g. Liczebność paciorkowców kałowych w okresie letnim jest rzędu 10^7 - 10^8 jtk/g, a w okresie zimy i wiosny 10^5 - 10^7 jtk/g. Wykazane różnice w liczebności mikroorganizmów w odpadach w zależności od pory roku mogą mieć także wpływ na ilości stwierdzone w odciekach z terenu ich składowania. Czynnikiem wpływającym na stopień skażenia odcieków mikroorganizmami może być także wiek składowiska (czas eksploatacji składowiska) – określane czasem upływającym od pierwszego pojawienia się odcieków. Wiadomo, że podczas składowania odpadów zachodzą procesy biochemicznego ich rozkładu, którym towarzyszą zmiany w składzie jakościowym i ilościowym mikroorganizmów występujących w odciekach. Niebagatelny wpływ na ich występowanie w odciekach ma także rodzaj składowanych odpadów, warunki meteorologiczne oraz warunki eksploatacji składowiska. Nawet poniżej warstwy uszczelniającej, ilość bakterii w odpadach może być jeszcze znaczna, choć z reguły o 1-2 rzędy wielkości niższa niż w odciekach ze składowiska. [Rosik-Dulewska, 2006] W odciekach pochodzących ze składowisk tlenowych występuje zwykle

mniej liczba mikroorganizmów niż ze składowisk beztlenowych (tabela 1.3), ze względu na pasteryzujące działanie podwyższonej temperatury, dochodzącej nawet do 70°C.

Tabela 1.3. Zanieczyszczenia bakteriologiczne odcieków z tlenowych i beztlenowych składowisk odpadów komunalnych [Szymański, 2001; cyt. za Zadroga i Olańczuk-Neyman, 2006]

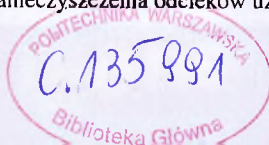
Table 1.3. Bacteriological impurities of leachates originating from aerobic and anaerobic municipal landfills [Szymański, 2001; cit. after Zadroga and Olańczuk-Neyman, 2006]

	Liczba bakterii w odcieku [NPL/100 ml]	
	składowisko tlenowe	składowisko beztlenowe
<i>Escherichia coli</i>	500 – 4 000	2 000 – 10 000
Paciorkowce kałowe	100 – 550	5 500 – 14 000
<i>Clostridium perfringens</i>	800 – 7 000	0 – 4 400
<i>Salmonella spp.</i>	obecne	obecne

Pionowe przemieszczanie się bakterii w strefie aeracji jest ograniczone procesami filtracji i sorpcji na odpadach oraz ich obumieraniem. Wykazano, iż efekt usuwania bakterii jest odwrotnie proporcjonalny do rozmiarów cząstek gruntu [Zadroga i Olańczuk-Neyman, 2001]. Czynnikiem sprzyjającym sorpcji bakterii i wirusów jest obecność kationów minerałów ilastych, niskie stężenie rozpuszczonych substancji organicznych (spadek sorpcji mikroorganizmów w gruntach w obecności kwasów humusowych i fulwowych) i niski odczyn pH. Niebagatelny wpływ na skuteczność zatrzymywania mikroorganizmów w podłożu gruntowym ma typ gruntu – skuteczniejsze zatrzymywanie ma miejsce w gruntach drobnoziarnistych, ponadto zwiększone właściwości sorpcyjne cechują grunty zawierające tlenki żelaza. Wody opadowe o niskiej sile jonowej ułatwiają przemieszczanie się bakterii w gruntach. Istotny wpływ na proces przemieszczania się mikroorganizmów ma także szybkość przepływu wody [Olańczuk-Neyman, 1980, Serba i Bitton 1984 cyt. za Zadroga i Olańczuk-Neyman, 2001]. Przyjmuje się, że pionowe rozchodzenie się zanieczyszczeń mikrobiologicznych w strefie aeracji jest ograniczone do głębokości 3 m [Olańczuk-Neyman, 1980 cyt. za Zadroga i Olańczuk-Neyman, 2001].

Według Ludvigsen i wsp. (1999) ilość bakterii w odciekach ze składowisk jest w w zakresie $4,8 \cdot 10^6$ - $5,3 \cdot 10^7$ jtk/g.

Biorąc pod uwagę dane literaturowe oraz wyniki badań nad mikrobiologicznym zanieczyszczeniem odcieków ze składowisk odpadów komunalnych prowadzonych w latach 2003-2007 w Instytucie Systemów Inżynierii Środowiska Politechniki Warszawskiej za mikrobiologiczne wskaźniki stopnia zanieczyszczenia odcieków uznać można wzmiankowane



wcześniej: bakterie mezofilne, termotolerancyjne bakterie grupy coli, bakterie *Listeria monocytogenes*, *Clostridium perfringens* i *Proteus vulgaris* oraz grzyby mikroskopowe. Należy też brać pod uwagę możliwość występowania w odciekach bakterii z rodzajów *Campylobacter* i *Yersinia*. Jako ogólne wskaźniki, charakteryzujące stopień zasiedlenia odcieków bakteriami przyjąć można obok bakterii mezofilnych także ogólną liczbę bakterii psychrofilnych oraz bakterii sporowych. Charakterystykę wybranych grup mikroorganizmów mogących stanowić wskaźniki sanitarnego zanieczyszczenia odcieków załączono poniżej.

Termotolerancyjne bakterie grupy coli. Grupa ta obejmuje rodzaj *Escherichia* i w mniejszym stopniu gatunki z rodzajów *Klebsiella*, *Enterobacter* i *Citrobacter* o podobnych właściwościach, jak bakterie grupy coli (gramujemne, nieprzetrawialne, oksydazujemne, wytwarzające β -galaktozydazę pałeczki, zdolne do fermentacji laktozy w 37°C z wytworzeniem kwasu i gazu, wytwarzania indolu z tryptofanu, acetoiny z glukozy, wzrostu w obecności soli żółciowych oraz nie wykorzystujących cytrynianu jako źródła C) z tą różnicą, iż posiadają dodatkowo zdolność fermentacji laktozy w 44°C. Termotolerancyjne bakterie inne niż *E.coli* mogą pochodzić z wód wzbogaconych w substancje organiczne, np.: ze ścieków komunalnych i przemysłowych lub z rozkładających się resztek pochodzenia roślinnego i z gleby.

Głównym gatunkiem tej grupy bakterii jest *Escherichia coli*. Jest on dominujący w kale ludzi i zwierząt ciepłokrwistych. W przewodzie pokarmowym pełni rolę symbionta (komensala), bowiem bierze udział w rozkładzie niestawionego pokarmu, syntetyzuje witaminy z grupy B, witaminę K oraz dzięki wytwarzaniu bakteriocyn przyczynia się do inaktywacji bakterii chorobotwórczych. Niektóre szczepy tych bakterii wykazują działanie chorobotwórcze. Kolonizują wówczas skórę i błony śluzowe jamy ustnej, układu pokarmowego i oddechowego, pochwy i cewki moczowej wywołując stany zapalne tych układów i organów oraz biegunki. Wyznacznikami chorobotwórczości są adhezyjny (fimbrie) – czynniki inwazyjności i toksyny odpowiedzialne bezpośrednio za toksyczność i inwazyjność. Do nich zaliczana są: toksyna lipoposacharydowa (LPS) oraz toksyny białkowe: enterotoksyny ciepłochwienne (LT) i ciepłostałe (ST), toksyny podobne do toksyny Shiga i verotoksyny. Patogenne szczepy *E. coli*, zwane patowarami, należą do sześciu grup, z których najważniejsze są cztery:

- szczepy enterotoksyczne lub enterotoksyczne (ETEC), które wytwarzają enterotoksyny LT i ST, powodujące biegunki sekrecyjne zbliżone do wywoływanych przez *V. cholerae*,

- szczepy enteropatogenne (EPEC), powodujące różne postaci biegunki zwłaszcza u niemowląt i dzieci, spowodowane złą absorpcją wody,
- szczepy inwazyjne (EIEC) zdolne do penetracji komórek nabłonka jelitowego i wywoływania biegunki zapalnej o przebiegu podobnym do infekcji wywoływanych przez *Shigella dysenteriae*,
- szczepy enterokrwotoczne (EHEC) wytwarzające verotoksyny i powodujące krwotoczne zapalenie jelita grubego oraz zespół hemolityczno-mocznikowy. Krwawa biegunka podobna jest do infekcji powodującej przez *Sh. dysenteriae*, ale przebiega bez gorączki [Zaremba i Borowski, 2004].

Campylobacter sp. Do rodzaju *Campylobacter* zalicza się gramujemne ruchliwe pałeczki nie wytwarzające przetrwalników. W skład tego rodzaju wchodzi 24 gatunki, z których najczęściej łączonymi z przypadkami zachorowań u ludzi są: *C. jejuni*, *C. coli*, *C. lari* i *C. fetus*. Klasyfikację bakterii rodzaju *Campylobacter* wg różnych autorów przedstawiono w tabeli 1.4. W środowisku mogą występować w dwóch formach morfologicznych, tj. uznaną za typową postać cylindryczną i postać ziarniaka nie dającą wzrostu na podłożach hodowlanych. Wyrastająca na podłożach hodowlanych forma cylindryczna może mieć kształt litery S, przecinka, skrzydła mewy lub formy spiralnej o wymiarach 0,2-5x0,5-8 µm

Jako źródło węgla wykorzystują kwasy organiczne (mrówkowy, bursztynowy, jabłkowy, mlekowy, szczawiooctowy, pirogronowy, octowy, α-ketoglutarynowy) i aminokwasy. Spośród aminokwasów najchętniej zużywane są seryna i asparaginian, mniej preferowane są glutaminian i prolina. Nie posiadają zdolności fermentowania ani utleniania węglowodanów. Redukują azotany, hydrolizują hippuran, wytwarzają H₂S. Wytwarzają oksydazę cytochromową, a gatunki chorobotwórcze dla człowieka także katalazę.

Właściwości biochemiczne głównych gatunków z tego rodzaju zestawiono w tabeli 1.5. Optymalny zakres temperatury dla wzrostu tego rodzaju bakterii wynosi 30-45°C. Są to bakterie rosnące w warunkach beztlennych lub względnie tlenowych, niektórzy autorzy zaliczają je do mikroaerofilnych. Do wzrostu wymagają atmosfery zawierającej 3-15% O₂ i 3-5% CO₂. Niektóre szczepy wymagają ponadto obecności H₂. Aktywność hydrogenazy w komórkach tych bakterii wskazuje, że jednym z istotnych źródeł energii dla nich może być utlenianie wodoru często obecnego w przewodzie pokarmowym ptaków i ssaków. Jednym z mechanizmów obronnych przed szokiem tlenowym jest zdolność bakterii do wytwarzania enzymów katalizujących reakcje wiązania O₂, takich jak: dysmutazy nadtlenkowe, katalazy, peroksydaza, syntetaza i reduktaza glutationowa.

Powodują one chorobę zwaną *kampylobakteriozą* objawiającą się krwawą biegunką, bólami brzucha, gorączką, nudnościami i wymiotami. Niekiedy są przyczyną posocznicy oraz zakażeń okołoporodowych lub wewnątrzmacicznych. Zakażenie tymi bakteriami następuje przez spożycie wody zakażonej fekaliami chorych ludzi, zwierząt domowych i hodowlanych, a także mięsa jadalnych małży i ostryg, szczególnie spożywanych w stanie surowym.

Szczególną rolę w przenoszeniu *Campylobacter* sp. odgrywa dzikie ptactwo (temperatura ich ciała wynosząca +42°C jest optymalna do namnażania się tych bakterii) oraz psy i owce. Szczyt wydalania drobnoustrojów przypada na okres letni. Bakterie te dostają się do gleby i wód powierzchniowych, słodkich i morskich, wraz z wydalaminami zwierząt i zainfekowanych ludzi. Ilość bakterii *Campylobacter* sp. (wartości średnie) wykrywanych w oczyszczalni ścieków po różnych etapach oczyszczania oraz częstotliwość występowania różnych gatunków tej bakterii w zależności od rodzaju próbek pobranych na terenie oczyszczalni ścieków wg Anderssona i wsp. (1997), zestawiono w tabelach 1.6 i 1.7

Tabela 1.4. Klasyfikacja rodzaju *Campylobacter*Table 1.4. Classification of the genus *Campylobacter*

według Bergey (1984-1989)	według Morrisa i Pattona (1985)
<ul style="list-style-type: none"> • <i>C. jejuni</i> • <i>C. coli</i> • <i>C. consisus</i> • <i>C. fetus</i>, podgatunki: <ul style="list-style-type: none"> • <i>C. fetus subsp. fetus</i> • <i>C. fetus subsp. veneralis</i> • <i>C. sputorum</i>, podgatunki: <ul style="list-style-type: none"> • <i>C. sputorum subsp. sputorum</i> • <i>C. sputorum subsp. bululus</i> • <i>C. sputorum subsp. mucosalis</i> 	Oprócz gatunków podanych przez Bergey (1984-1989) wyróżnia: <ul style="list-style-type: none"> • <i>C. laridis</i> • <i>C. nitrofigilis</i> • <i>C. fecalis</i> • <i>C. hyointestinalis</i> • <i>C. cinaedi</i> • <i>C. fennelliae</i> • <i>Pyloric Campylobacter</i> • <i>Campylobacter</i> – tolerujące tlen
za On (2001)	
<ul style="list-style-type: none"> • <i>C. mucosalis</i> • <i>C. hyointestinalis</i>, podgatunki: <ul style="list-style-type: none"> • <i>C. hyointestinalis subsp. hyointestinalis</i> • <i>C. hyointestinalis subsp. lawsonii</i> • <i>C. fetus</i>, podgatunki: <ul style="list-style-type: none"> • <i>C. fetus subsp. fetus</i> • <i>C. fetus subsp. veneralis</i> • <i>C. lanienae</i> • <i>C. concisus</i> • <i>C. curvus</i> • <i>C. showae</i> • <i>C. rectus</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>C. sputorum</i>, podgatunki: <ul style="list-style-type: none"> • <i>C. sputorum</i> bv. <i>sputorum</i> • <i>C. sputorum</i> bv. <i>paraureolyticus</i> • <i>C. hominis</i> • <i>C. gracilis</i> • <i>C. upsaliensis</i> • <i>C. helveticus</i> • <i>C. coli</i>, podgatunki: <ul style="list-style-type: none"> • <i>C. coli</i> var. <i>hyoilei</i> • <i>C. lari</i> • <i>C. jejuni</i>, podgatunki: <ul style="list-style-type: none"> • <i>C. jejuni</i> subsp. <i>jejuni</i> • <i>C. jejuni</i> subsp. <i>doylei</i>

Tabela 1.5. Właściwości biochemiczne głównych gatunków bakterii z rodzaju *Campylobacter* [Barton, 1991]Table 1.5. Biochemical features of the main species of the bacteria of the genus *Campylobacter* [Barton, 1991]

Gatunki		<i>C. jejuni</i>	<i>C. coli</i>	<i>C. fetus</i>	<i>C. lari</i>	<i>C. upsaliensis</i>	<i>C. cineadi</i>	<i>C. fennelliae</i>
Oznaczenie								
Wytwarzanie	katalazy	+	+	+	+	+/-	+/-	+/-
	oksydazy	+	+	+		+		
	urazy	-	-	-	-	-	-	-
	H ₂ S	+	+	+/-	+	+	+	+
Redukcja azotanów		+	+	+		+		
Redukcja hippuranu		+	-	-	-	-	-	-
Wzrost w temperaturze	25°C	-	-	+	-	-	-	-
	37°C	+	+	+	+	+	+	+
	42°C	+	+	+/-	+	+	-	-
Wrażliwość na	kwasy nalityksowe	S	S	R	R	S	S	S
	cefalotylna	R	R	S	R	S	S	S

Oznaczenia: + reakcja pozytywna

R – odporna (resistant)

- reakcja negatywna

S – wrażliwa (sensitive)

Tabela 1.6. Ilość bakterii *Campylobacter* sp. (wartości średnie) wykrywanych na oczyszczalni ścieków [Andersson i wsp. 1997]Table 1.6. Quantity of *Campylobacter* sp. bacteria (mean values) occurring in sewage treatment plant [Andersson et al., 1997]

Rodzaj próbki	Campylobacter/100 ml	
	42°C	37°C
Ścieki surowe	3750	3993
Odptyw z komory wstępnego napowietrzania	1500	1100
Odptyw z komory osadnika wstępnego	150	140
Odptyw z komory osadu czynnego	152	70
Odptyw z oczyszczalni	20	20

Tabela 1.7. Częstość występowania różnych gatunków *Campylobacter* sp. w zależności od rodzaju próbek pobranych na terenie oczyszczalni ścieków [Andersson i wsp. 1997]

Table 1.7. Frequency of occurrence different *Campylobacter* species depending on the kind of samples originating from sewage treatment plants [Andersson et al., 1997]

<i>Campylobacter</i> sp.	Odpływ z rzeźni	Oczyszczalnia ścieków	Osady ściekowe
<i>C. coli</i>	65,8%	32,2%	17,2%
<i>C. jejuni</i>	15,3%	23,1%	11,2%
<i>C. laridis</i>	0,1%	0,6%	5,9%
<i>C. fetus</i>	-	0,4%	2,4%
Cefalotyno-wrażliwe	1,2%	0,07%	-
<i>C. coli</i> – nietypowe	17,6%	43,6%	63,3%
Ilość przebadanych szczepów	1098	1345	485

Bakteria ta stanowi przedmiot szczególnego zainteresowania mikrobiologów sanitarnych z uwagi na dużą wirulencję (dawka infekcyjna wynosi 10^2 - 10^3 jtk/ml) oraz długi okres przeżywania w środowisku (w wodzie o temp. 4°C – ponad 20 miesięcy, w glebie w temp. 6°C – 20 dni) [Hoffman i wsp., 1979; Bergey, 1984-1986; Dzierżanowska - Rozynek, 1988; Krogulska, 1994; Popowski, 1994; Jabłoński i wsp., 1996; Koenraad i wsp., 1997; Leach i wsp., 1997; Daczowska - Kozon, 2002].

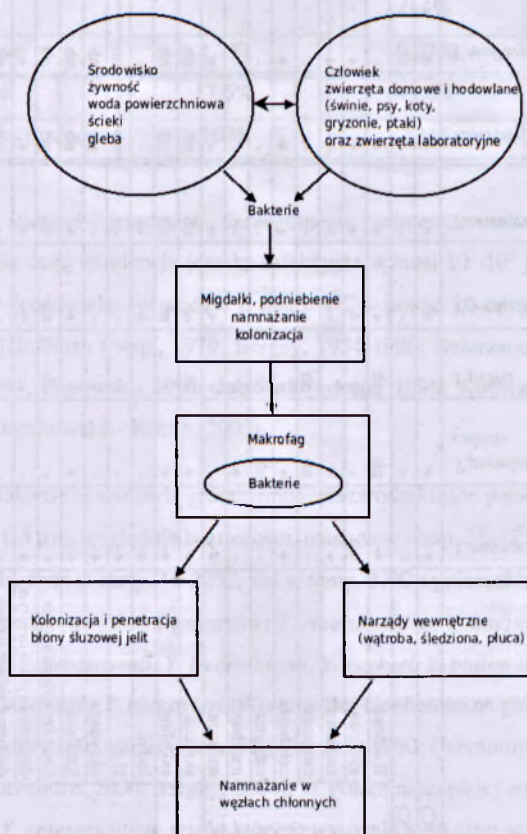
***Yersinia* sp.** Bakterie te stanowią gramujemne, niezarodnikujące pałeczki o wymiarach $0,5$ - $0,8 \times 1$ - $3 \mu\text{m}$, względnie beztlenowe, rosnące w temp. 25 - 37°C . Wykazują ruch na podłożu półpłynnym w temp. 18 - 22°C , zaś w temp. 37°C są nieruchliwe. Zaliczane są do rodziny *Enterobacteriaceae* i do 12 gatunków: *Y. enterocolitica*, *Y. intermedia*, *Y. pestis*, *Y. pseudotuberculosis*, *Y. kristensenii*, *Y. frederiksenii*, *Y. ruckeri*, *Y. philomirargia*, *Y. aldowe*, *Y. rhodei*, *Y. mollretti* i *Y. bercovieri*. Właściwości biochemiczne głównych gatunków bakterii z rodzaju *Yersinia* zestawiono w tabeli 1.8 [Kędzia, 1990; Czernomysy-Furowicz i Furowicz, 1999; Sulkavelidze, 2000, Bergey, 2004]. W Polsce najczęściej występują zakażenia wywołane *Y. enterocolitica*, wśród których wyróżnia się 6 grup serologicznych oraz przez *Y. pseudotuberculosis* zaliczane do 7 grup serologicznych. Cechuje je znaczny pleomorfizm względem ruchliwości i kształtu komórki. Optymalna temperatura wzrostu wynosi 30°C . Są tlenowcami lub względnymi beztlenowcami. Na agarze z krwią mogą powodować hemolizę typu α .

Tabela 1.8. Właściwości biochemiczne głównych gatunków bakterii z rodzaju *Yersinia* [Kędzia, 1990; Czernomysy-Furowicz i Furowicz, 1999; Sulikavelidze, 2000; Bergey, 2004]
 Table 1.8. Biochemical features of main species of the genus *Yersinia* [Kędzia, 1990; Czernomysy-Furowicz and Furowicz, 1999; Sulikavelidze, 2000; Bergey, 2004]

Oznaczenie	<i>Y. enterocolitica</i>	<i>Y. pseudotuberculosis</i>	<i>Y. pestis</i>	<i>Y. frederiksenii</i>	<i>Y. kristensenii</i>	<i>Y. bercovieri</i>	<i>Y. mollaretii</i>	<i>Y. intermedia</i>	<i>Y. aldovae</i>	<i>Y. rohdei</i>	<i>Y. ruckeri</i>
Ruchliwość (25°C)	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	++
Ruchliwość (37°C)	++	nb	nb	+	++	+	-	+	+	nb	nb
Fermentacja	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	fruktoza										
	glukoza										
	sacharoza										
	ramnoza		nb								
	celobioza	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-
	rafinoza	-	nb	nb	-	-	-	-	-	+	+
	melibioza	+	+	-	-	-	-	-	-	+	-
	sorboza	++	-	+	+	-	+	+	-	+	-
Hydrolyza	+	+	+	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
	skrobia	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	eskulina	++	+	+	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
Wytwarzanie	+	-	-	+	+	-	-	+	-	-	-
	indol	++	-	+	-	nb	nb	+	-	nb	-
	H ₂ S	++	-	+	-	nb	nb	-	nb	nb	-
	oksydaza	++	-	-	-	nb	nb	-	nb	nb	-
	katalaza	+	+	+	+	nb	nb	+	nb	nb	+
	liaza izocytrynianowa	-	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
	dekarboksylaza ornityny	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
	dekarboksylaza lizyny	-	-	-	-	nb	nb	nb	nb	nb	+
	ureaza	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	DN-aza	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
reakcja Voges-Proskauera	+	+	+	+	+	nb	nb	+	nb	nb	-
	25 °C	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
	37 °C	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Oznaczenia: + zachodzenie reakcji - brak reakcji ++ odczynny różne w zależności od szczepu nb nie badano

Chorobotwórczość pałeczek *Yersinia* wiąże się z występowaniem w komórkach tych bakterii plazmidu wirulencji *pYU*, w DNA którego zlokalizowane są geny odpowiedzialne za wytwarzanie przez te pałeczki wielu zewnątrzkomórkowych białek decydujących o ich zdolnościach inwazyjnych oraz namnażaniu się w makrofagach i fibroblastach. Do dużej inwazyjności tych bakterii przyczynia się ich zdolność do wytwarzania enzymu ureazy rozkładającego mocznik do amoniaku i dwutlenku węgla, a tym samym alkalinizującego mikrośrodowisko w bezpośrednim otoczeniu bakterii, co sprzyja oporności komórek na kwaśny odczyn żołądka i przedniego odcinka jelita cienkiego. Mechanizm naturalnych zakażeń *Y. enterocolitica* przedstawiono na rys 1.3 [za Czernomysy-Furowicz i Furowicz, 1999].



Rys. 1.3. Mechanizm naturalnych zakażeń *Y. enterocolitica* [cyt. za Czernomysy-Furowicz i Furowicz, 1999]

Fig. 1.3. Mechanism of natural *Y. enterocolitica* infections [cit. after Czernomysy-Furowicz and Furowicz, 1999]

Gatunek ten jest czynnikiem etiologicznym wielu chorób przenoszonych przez wodę, o różnym obrazie klinicznym (*jersinioza*). Może powodować odczyny zapalne wielu narządów wewnętrznych, zapalenia stawów, posocznice oraz zatrucia pokarmowe. Najczęściej obserwowana jest postać żołądkowo-jelitowa przebiegająca z zapaleniem jelita cienkiego i okrężnicy, wodnistą biegunką, bólami brzucha i bakteremią. Posocznica jersiniowa występuje najczęściej u osób starszych z cukrzycą, zaawansowaną niedokrwistością, hemochromatozą, marskością wątroby i chorobą nowotworową, a także w przypadkach przeciążenia żelazem u chorych z talasemią lub u chorych, u których często dokonuje się transfuzje krwi.

Jako infekcje przerzutowe obserwowane są ogniska ropne w wątrobie, nerkach, śledzionie i płucach, zapalenie tkanki łącznej, zapalenie płuc, zapalenie opon mózgowo-rdzeniowych i zapalenie wsierdzia. Do zakażenia dochodzi drogą pokarmową, w wyniku bezpośredniego kontaktu z zakażonym materiałem (odchody zwierząt, woda i żywność nimi zanieczyszczona). Rozważana jest także możliwość zarówno egzogenego, jak endogenego zakażenia własną florą [Zaremba, 1981, Czernomysy-Furowicz i Furowicz, 1999].

Od roku 1970 do chwili obecnej zarejestrowano kilkanaście tysięcy zachorowań na jersiniozę. W Polsce w latach siedemdziesiątych liczba posocznic spowodowanych pałeczkami *Y. enterocolitica* wzrastała każdego roku, przy czym w 50% przypadkach następował zgon. Częstość występowania infekcji spowodowanych tą bakterią w miesiącach zimowych może nawet przewyższać częstość zatruc wywołanych przez *Shigella sp.* i *Salmonella sp.* Jest to związane z psychotropowością tego gatunku. Charakterystyczna jest sezonowość występowania zachorowań. Najwięcej przypadków jersiniozy w Polsce rejestrowano od jesieni do wiosny, natomiast ich spadek miał miejsce zazwyczaj w lipcu.

Występowanie bakterii *Yersinia spp.* w wodzie słabo koreluje z występowaniem bakterii wskaźnikowych. W wytycznych WHO, dotyczących badań jakości wody do picia podkreśla się duże znaczenie występowania tej bakterii w wodzie. Są one traktowane równorzędnie z innymi typowymi patogenami przewodu pokarmowego, takimi jak: *Salmonella sp.*, *Shigella sp.* i enterotoksyczna *Escherichia coli*.

Powszechnie uważa się, że *Y. enterocolitica* jest dość oporna na niekorzystne warunki środowiskowe, np. w wodach stojących, bogatych w składniki organiczne, bakterie z rodzaju *Yersinia* nie tracą swojej aktywności nawet przez rok. W zimnej wodzie mogą przeżywać co najmniej okres 6 miesięcy, a w temperaturze powyżej 4°C od 11 do 5 dni.

Miejscem bytowania tych bakterii jest przewód pokarmowy zakażonych ludzi, zwierząt domowych i dziko żyjących, wykrywa się je także w mięsie niezakażonych ryb

pochodzących z czystych wód rzecznych, jezior i stawów, a także w glebie, zbożu, jarzynach, wodzie pitnej oraz pokarmach pochodzenia roślinnego i zwierzęcego. Znane są przypadki nosicielstwa wśród ludzi i zwierząt oraz namnażania tych bakterii w środowisku wodnym. Dominująca symptomologia ze strony przewodu pokarmowego, izolowanie z pokarmów pochodzenia roślinnego i zwierzęcego oraz z wody pitnej wskazują na pokarmową drogę zakażenia.

Głównym rezerwuarem tych bakterii są zwierzęta, zwłaszcza gryzonie, które z kolei zakażają środowisko (wody powierzchniowe, glebę, rośliny). Ten poza zwierzęcy rezerwar może być źródłem zakażenia paszy spożywanej przez różne zwierzęta hodowlane (ssaki i ptaki), które mogą być źródłem infekcji człowieka. Szczególnie niebezpieczne jest namnażanie tych bakterii w wodach powierzchniowych i podziemnych stanowiących źródło zaopatrzenia w wodę stacji wodociągowych. Może to mieć miejsce w przypadku dostania się do tych wód odcieków ze składowisk odpadów zasiedlanych przez ptactwo i gryzonie (Zaremba 1981; Bergey 1984-1986; Krogulska, i wsp. 1987, 1988, 1994, Gray 1994).

Listeria monocytogenes. Bakteria ta występuje w postaci gramodatnich ruchliwych pałeczek o wymiarach $0,4 - 0,5 \times 0,5 - 2 \mu\text{m}$ wykazujących zdolność do poliformizmu w formie występowania jako komórki kokoidalne lub nitkowate. Jest niekwasooporna, nie tworzy otoczek i zarodników.

Optymalne pH dla wzrostu jest obojętne lub słabo zasadowe, a optymalna temperatura w zakresie $20-37^{\circ}\text{C}$, rośnie i namnaża się także w $2-4^{\circ}\text{C}$, w warunkach, w których giną inne bakterie (środowisko kwaśne, duże zasolenie) [Hoeprich, 1994, cyt. za Gandhi, 2007]. Zmiany temperatury powodują przebudowę struktury lipidów występujących w błonie komórkowej, co zapewnia jej dobrą przepuszczalność niezbędną do zachowania aktywności enzymatycznej i sprawnego transportu substancji rozpuszczonych przez membranę. Błona komórkowa tych bakterii charakteryzuje się wysokim stosunkiem izo i anteizo, nieparzystych, rozgałęzionych kwasów tłuszczowych. Gdy temperatura otoczenia spada poniżej 7°C , w błonie komórkowej następuje wzrost ilości kwasów tłuszczowych o 15 atomach C względem ilości tych związków z 16 atomami C. W niskich temperaturach w błonie komórkowej zwiększa się także ilość nienasyconych kwasów tłuszczowych, co zwiększa jej przepuszczalność. Annous i wsp. (1997, cyt. za Gandhi, 2007) wykazali, że spadek temperatury z 20°C na 5°C powoduje skrócenie długości łańcuchów kwasów tłuszczowych i przemianę formy izo w anteizo. Skrócenie łańcuchów kwasów tłuszczowych osłabia energię połączeń C-C pomiędzy sąsiednimi łańcuchami w błonie komórkowej, co też wpływa na

zachowanie odpowiednio wysokiego stopnia przepuszczalności błony komórkowej [Beales, 2004, cyt. za Gandhi, 2007]. Ponadto *L. monocytogenes*, przy nagłym spadku temperatury otoczenia wytwarza tzw. białka szoku zimna (cold shock proteins – Csps) oraz białka aklimatyzacyjne (cold acclimation proteins – Caps). Bayles i wsp. (1996, cyt. Gandhi, 2007) poddawali *L. monocytogenes* szokowi temperaturowemu obniżając temperaturę z 37°C do 5°C. Zaobserwowano, że zostało wytworzonych ok. 12 białek Csps i 4 białka Caps. Adaptacja do tych warunków związana była ze zmianami w genotypie ekspresji genów. Liu i wsp. (2002, cyt. za Gandhi, 2007) stwierdzili, że kwasy RNA są syntetyzowane z większą intensywnością, gdy bakterie rosły w temperaturze 10°C, niż wówczas, gdy wzrastały przy 37°C. Na przeżywanie *L. monocytogenes* w takich warunkach ma również wpływ zdolność tych bakterii do akumulacji substancji rozpuszczonych, takich jak glicyna betainy i karnityna. Obniżenie pH do 5,5 wywołuje powstawanie tzw. tolerancji kwasowej (acid tolerance response, ATR), dzięki czemu komórki stają się odporne na takie warunki środowiska. Podczas obniżenia pH bakterie indukują powstawanie m.in. tzw. białka Grobel oraz syntezę ATP i innych regulatorów transkrypcyjnych [Phan-Tanh i Mahouin, 1999, cyt. za Gandhi, 2007]. Zaadaptowane do środowiska kwaśnego bakterie zwiększają również swoją odporność na szok temperaturowy (52°C), osmotyczny (25-30% NaCl) oraz alkoholowy. Do zachowania homeostazy przy zmianie wielkości pH *L. monocytogenes* wykorzystuje dwa mechanizmy – aktywny transport kationów wodorowych przez błonę komórkową związany z przenoszeniem elektronów w łańcuchu oddechowym oraz za pomocą H⁺-ATPazy wykorzystującej energię z hydrolizy ATP. Aby przetrwać stres obniżonego pH, bakteria ta inaktywuje dekarboksylazę glutaminianową (GAD). Do przeżywania w warunkach stresu osmotycznego, bakteria ta wykorzystuje mechanizm osmoadaptacji, związany ze zmianami w genotypie i fizjologii. Te pierwsze zmiany prowadzą do zmniejszenia lub zwiększania syntezy licznych białek Sap (stress acclimation proteins – białka aklimatyzacji stresu), z których dwa podstawowe to DnaK i Ctc. Kallipolitis i Ingmer (2001, cyt. za Gandhi, 2007) zidentyfikowali regulatory będące częścią dwuskładnikowego systemu transdukcji, odpowiedzialnego za odpowiedź na stres osmotyczny. Jedno z białek zostało oznaczone jako homologiczne do białek KdpE, zaś mechanizm jest związany z transportem jonów potasowych przez komórki bakterii. Dalsze badania Bronsteda i wsp. (2003, cyt. za Gandhi, 2007) wykazały, że białka KdpE odpowiedzialne są za kodowanie regulatora poniżej genu *orfX* podczas adaptacji do stresu na zasolenie. Adaptacja do szoku osmotycznego wymaga zarówno białek KdpE, jak i *orfX*, zaś ich działanie zależy od ilości potasu w podłożu. Istnienie wyżej opisanych mechanizmów

regulacyjnych, a także oporność tych bakterii na działanie substancji antybiotycznych przyczynia się do przeżywania w środowisku przez długi okres czasu.

Badania Prazaka i wsp. (2002, cyt. za Gandhi, 2007) wykazały, że 20 wyizolowanych (ok. 95%) szczepów *L. monocytogenes* było opornych na co najmniej 2 antybiotyki, 81% okazało się odporne na penicylinę, a jeden – na gentamycynę. Bakterie te okazały się również odporne na działanie niektórych czwartorzędowych związków amonowych oraz bakteriocyn.

Listeria monocytogenes zaliczana jest do względnych beztlenowców. Na agarze zwykłym bakterie te w formie S po 20-24h inkubacji wyrastają w postaci gładkich kolonii, które w ukośnym oświetleniu dają niebiesko-zielonkawe zabarwienie. Na agarze z krwią dają hemolizę β , są katalazododatnie, oksydazoujemne. Na agarze półpłynnym w probówkach, w temp. 20-30°C wzrost następuje w kształcie charakterystycznego parasola [Kwiatek, 2000]. Właściwości biochemiczne różnych gatunków rodzaju *Listeria* zestawiono w tabeli 1.9.

Tabela 1.9. Właściwości biochemiczne różnych gatunków rodzaju *Listeria* [Kwiatek, 1992]
Table 1.9. Biochemical features of main species of the bacteria of the genus *Listeria* [Kwiatek, 1992]

Gatunek			<i>L. monocytogenes</i>	<i>L. innocua</i>	<i>L. ivanovii</i>	<i>L. seeligeri</i>	<i>L. welshimeri</i>	<i>L. denitrificans</i>	<i>L. grayi</i>	<i>L. murrayi</i>
Oznaczenie										
Hemoliza typu β			+	-	++	+	-	-	-	-
wytwarzanie	Katalaza k		+	+	+	+	+	+	+	+
	Oksydaza o		-	-	-	-	-	-	-	-
	Ureaza u		-	-	-	-	-	-	-	-
	Indol i		-	-	-	-	-	-	-	-
Reakcja azotanów			-	-	-	-	-	+	-	+
Reakcje Voges-Proskauera			+	+	+	+	+	+	-	+
Redukcja czerwieni metylenowej			+	+	+	+	+	+	+	+
wykorzystywanie	Glukoza		+	+	+	+	+	+	+	+
	Eskulina		+	+	+	+	+	+	+	+
	Ksyloza		-	-	+	+	+	+	-	-
	Ramnoza		+	+/-	-	-	+/-	-	+/-	+/-
	Maltoza		-	-	-	-	-	-	+	+
	Mannitol		-	-	-	-	-	-	-	-

U zwierząt ciepłokrwistych i ludzi bakterie te wywołują *listeriozę*. Lauchin (1990) twierdzi, że w rodzaju *Listeria* chorobotwórczymi są gatunki: *L. monocytogenes*, *L. ivanovii* i *L. seeligeri*. Według Hoepflich (1983) *L. monocytogenes* jest głównym gatunkiem patogennym dla ludzi i zwierząt, zaś *L. ivanovii* jedynie sporadycznie powoduje choroby u

ludzi, ale jest istotnym patogenem owiec. Dawka infekcyjna według Rocourt i wsp. (2000) wynosi < 100 jtk/g lub ml, przy spożyciu 50 g zakażonej żywności, a według Lauchin (1990) $> 10^7$ jtk/g przy spożyciu 87 g żywności (sera). U małą doustna dawka 10^9 jtk/ml *L. monocytogenes* zawartej w mleku wywołuje chorobę [Hoeprieh, 1983]. Listerioza zaliczana jest do chorób odzwierzęcych, ponieważ naturalne rezerwuary tej bakterii stanowią dzikie gryzonie i ptaki oraz zwierzęta domowe.

Na podstawie objawów klinicznych u człowieka można wyróżnić następujące postaci tej choroby:

- listeriozę ośrodkowego układu nerwowego
- powikłania ciążowe przebiegające z poronieniem
- przewlekłą listeriozę narządową
- postać posocznicową

Rodzaje infekcji wywoływanych przez *L. monocytogenes* zestawiono w tabeli 1.10.

Tabela. 1.10. Rodzaje infekcji wywoływanych przez *Listeria monocytogenes* [Evans i Bachman, 1999]

Table 1.10. Kinds of the infections caused by *Listeria monocytogenes* [Evans and Bachman, 1999]

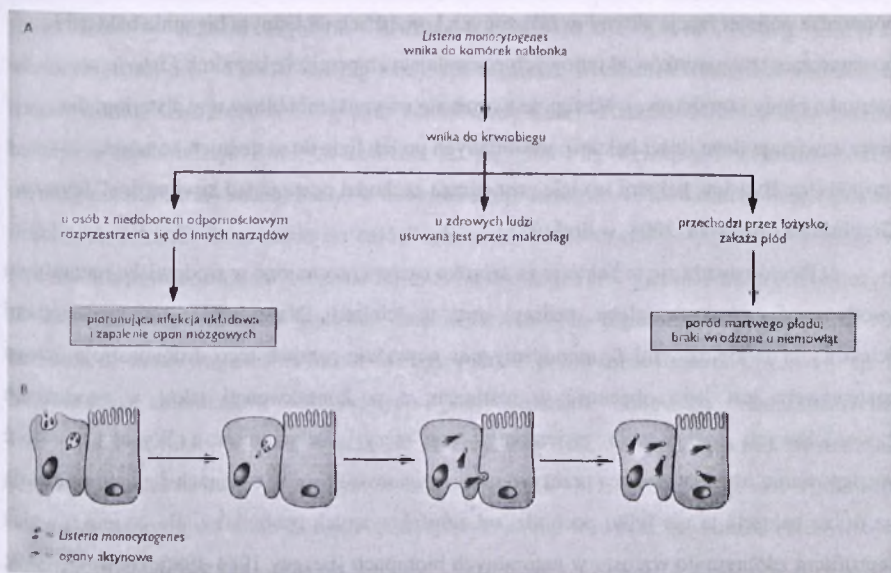
Nosiciel	Choroba	Rodzaj infekcji
Kobieta ciężarna	Objawy grypopodobne	Bakteremia i/lub chorioamnionitis
Noworodek	Stwardnienie rozsiane, śmiertelne zakażenie	Infekcje wieloorganowe, szeroko rozsiane
	Posocznica i/lub zapalenie opon mózgowych	Poporodowa bakteremia (może lub nie przekształcić się w zapalenie opon mózgowych)
Dorosły (zazwyczaj o obniżonej odporności)	Posocznica i/lub zapalenie opon mózgowych	Bakteremia (może lub nie przekształcić się w zapalenie opon mózgowych)
	Zapalenie opon i mózgu, zapalenie mózgu lub owrzodzenie mózgu	Podostre zapalenie mózgu (zazwyczaj nie przechodzi w owrzodzenie mózgu)
Dowolny wiek	Ogólne infekcje	W wyniku bakteremii lub bezpośredniego zaszczepienia
	Choroby przewodu pokarmowego	Łagodne choroby przewodu pokarmowego występują w wyniku narażenia produktów żywnościowych

Bez terapii antybakteryjnej, listerioza opon mózgowych jest śmiertelna w ponad 90% przypadków. Ogólna śmiertelność w wyniku listeriozy w Stanach Zjednoczonych wynosi 23%, wskaźnik ten jest najwyższy wśród najmłodszych i najstarszych ludzi [Hoeprieh, 1983]. Około 20% powikłań ciążowych w wyniku listeriozy kończy się śmiercią płodu, jednak w rzadkich przypadkach choroba ta utrzymuje się w organizmie matki po porodzie. Podczas

największej epidemii listeriozy w Los Angeles w 1985 roku, odnotowano 63% przypadki śmiertelności płodów we wczesnym okresie ciąży, a 37% przypadki w późniejszym jej okresie. Raport Centrum Zapobiegania i Kontroli Chorób (CDC) stwierdza, że wśród chorych na posocznicę śmiertelność była wyższa (40%) niż u cierpiących na zapalenie opon mózgowych. W 27 amerykańskich stanach, w latach 1978-1981 wykryto 256 przypadków zapalenia opon mózgowych powodowanych przez *Listeria sp.* W niektórych rejonach tego kraju bakteria ta była drugim po *Streptococcus pneumoniae* najczęstszym czynnikiem wywołującym zapalenie opon mózgowych u płodów oraz wśród osób powyżej 60 roku życia [Evans, 1999].

„Czynnikami wirulencji tych bakterii są: listeriolizyna 0 (LL0), dwie fosfolipazy C (PJ-PLC i PC-PLC), metaloproteaza, internaliny (InIA i InIB), białko p60 (Iap), katalaza, nadtlenek dyzmutazy, siderofory i białko LmaA. Listeriolizyna 0 odgrywa kluczową rolę w wewnątrzkomórkowym cyklu infekcyjnym uczestnicząc w tworzeniu por w błonie cytoplazmatycznej fagozomu (endosomu) powstałego po fagocytozie *L. monocytogenes* przez komórki gospodarza. Powoduje także lizę wakuoli o podwójnej błonie komórkowej w sąsiedniej komórce gospodarza (patrz niżej). Enzym ten wykazuje również aktywność hemolityczną i działanie przy zakresie pH 4,5-6,5, optymalne 5,5. Fosfolipazy aktywne są przy pH 5,5-8,0 i rozkładają lipidy (głównie lecytynę) występujące w błonach cytoplazmatycznych. Internaliny InIA i InIB są białkami odpowiedzialnymi za wtargnięcie *L. monocytogenes* do komórek eukariotycznych. Internalina InIA jest niezbędna do wnikania bakterii do komórek nabłonkowych, natomiast internalina InIB, do komórek wątroby. Białko p60 o masie 60 kDa wykazuje aktywność hydrolizy mureiny niezbędnej podczas podziału komórkowego, a także z internalinami bierze udział w przyleganiu *L. monocytogenes* do komórek eukariotycznych oraz pobudza fagocytozę tych bakterii. Enzymy katalaza i nadtlenek dyzmutazy biorą udział w detoksykacji endogennych wolnych rodników powstających w tlenowym metabolizmie komórek prokariotycznych.

Bakteria ta jest wewnątrzkomórkowym pasożytem przechodzącym cykl życiowy głównie wewnątrz komórek makrofagów gospodarza, a także parenchymalnych komórkach wątroby oraz w komórkach nabłonkowych jelita. Etapy infekcji *Listeria monocytogenes* i konsekwencje dla organizmu człowieka przedstawiono na rys. 1.4.



Rys.1.4. Etapy infekcji *Listeria monocytogenes* i konsekwencja dla organizmu człowieka [Salyers i Whitt, 2003].

Fig. 1.4. Stages of *Listeria monocytogenes* infections and its consequences for human organism [Salyers and Whitt, 2003]

Przy zakażeniu oralnym bakterie przechodzą przez żołądek, z niego poprzez limfę jelitową i naczynia krwionośne do kępek Peyera w jelicie cienkim oraz do komórek nabłonkowych jelit. Pierwszym etapem inwazji jest adhezja bakterii do fagocytujących (makrofagi, w tym monocyty z układu krwinek białych i histiocyty – komórki tkanki łącznej) i nie fagocytujących (komórki nabłonkowe, enterocyty) komórek gospodarza. Do przyklepienia i do wnikania bakterii do komórek gospodarza wykorzystywane są białka internalina A (InIA) i internalina B (InIB) znajdujące się na powierzchni bakterii, a receptorem internalin są białka przezbłonowe komórek gospodarza tzw. kadheryny. Inwazję bakterii poprzedza proces endocytozy polegający na powstawaniu uwypukleń w błonie komórkowej zainfekowanych komórek gospodarza i zamykaniu bakterii w wytworzonych z nich pęcherzykach (wakuolach otoczonych błoną) zwanych fagosomami (endosomami).

Dalsze rozprzestrzenianie bakterii w tkankach gospodarza następuje w wyniku uwalniania się bakterii z endosomów do cytoplazmy, które poprzedza powstawanie porów w endosomie w wyniku działalności listeriolizyny 0. Replikacja *L. monocytogenes* zachodzi w cytoplazmie zakażonych komórek, a rozprzestrzenianie pomiędzy komórkami gospodarza

poprzedza polimeryzacja aktywny w zakażonych komórkach na jednym biegunie bakterii i powstawanie tzw. ogonków aktywnych pozwalających przejście komórek *Listeria* w kierunku błony komórkowej. Następnie tworzą się uwypuklenia błony tzw. listeriopodia, które zawierają duże ilości bakterii, uwalnianych po ich lizie do sąsiednich komórek gospodarza. Rozsiew bakterii w ciele gospodarza zachodzi przez układ krwionośny” [cyt. za Grabińska-Łoniewska, 2008, w druku].

Obecnie uważa się te bakterie za szeroko rozpowszechnione w środowisku naturalnym (wody powierzchniowe, gleba, rośliny) oraz w ściekach. Nawadnianie terenów wodami ściekowymi zawierającymi *L. monocytogenes* powoduje rozsiew tego drobnoustroju, czego następstwem jest jego obecność w roślinach, a w konsekwencji także w produktach żywnościowych pochodzenia zwierzęcego (np. sery, mleko, mięso). Wysoka częstość występowania oraz długi okres przeżywania *L. monocytogenes* w roślinach i glebie wskazują na to, że bakteria ta nie tylko pochodzi od zainfekowanych osobników, ale że jest również saprofitem zdolnym do wzrostu w naturalnych biotopach [Bergey 1984-1986; Bielecki, 1994; Baraniak, 1999]. Są dane, że w glebie przeżywają 295 dni, a w suchym kale nawet 2 lata [Libudzisz i Kowal, 2000]. Badania Lemunier i wsp. (2005) wykazały, że bakterie te przeżywają 4 tygodnie w naturalnych odpadach stałych poddawanych kompostowaniu w temp. 25°C. Przy zaszczerpieniu kompostu hodowlą *Listeria* sp. ilość tych bakterii w ciągu 8 dni obniżyła się z $2,4 \cdot 10^4$ jtk/g do $2,0 \cdot 10^2$ jtk/g. Autorzy ci sugerują, iż zahamowanie rozwoju tych bakterii nastąpiło w wyniku antagonistycznego oddziaływania naturalnej mikroflory odpadów (konkurencja pokarmowa, wytwarzanie substancji antybiotycznych). Zahamowanie wzrostu *L. monocytogenes* w obecności *Enterococcus durans*, *Lactobacillus lactis* subs. *lactis* i *Lactobacillus plantarum* udowodnione zostało przez Zhao i wsp. [Zhao, 2004].

Badania Watkinsa i wsp. [Watkins, 1981, za Garrec, 2003] wykazały, że *L. monocytogenes* dostająca się do gleby wraz z osadami ściekowymi, ma dłuższy czas przeżycia, niż *Salmonella* sp. Garrec i wsp. (2003) przez okres 1 roku badali występowanie *Listeria* sp. i *L. monocytogenes* w różnych rodzajach osadów ściekowych pochodzących z trzech oczyszczalni ścieków w Angers. Ponadto szacowali liczebność *Escherichia coli* i enterokoków oraz badali efekt odwadniania, wapnowania i składowania osadów, by określić przeżywalność bakterii i ich zawartość w osadach wykorzystywanych rolniczo. Badacze ci wykazali, że przedstawiciele rodzaju *Listeria* sp., w tym *L. monocytogenes*, występowała w 95% z ogółu 38 przebadanych próbek osadu czynnego, w 73% próbek osadu odwodnionego (na 15 próbek przebadanych) i w 80% próbek osadu składowanego (na ogółem 25 przebadanych). Nie wykryto tych bakterii w osadach wapnowanych. Największą ich ilość

stwierdzono w osadzie czynnym (*Listeria* sp.: $5,3 \times 10^1$ – $2,8 \times 10^4$ NPL/g s.m.¹, *L. monocytogenes*: $5,1$ – $2,2 \times 10^3$ NPL/g s.m.), zaś najniższe w osadach osadzie odwodnionym (odpowiednio, $1,1$ – $3,5 \times 10^1$ NPL/g s.m. i $4,3$ NPL/g s.m.). Ponadto wykryto inne gatunki bakterii z tego rodzaju a m.: *L. innocua*, *L. seeligeri* i *L. welshimeri*. Przechowywanie płynnego osadu (< 3% suchej masy) w zbiornikach, prowadziło do niewielkiego zmniejszenia ilości tych bakterii. Stosowanie do celów rolniczych osadu czynnego przechowywanego w zbiornikach powodowało zwiększenie ilości *L. monocytogenes* w glebie. Autorzy ci obliczyli, iż stosowanie tego sposobu utylizacji osadów ściekowych doprowadza do gleby 10^6 – 10^8 komórek *L. monocytogenes* na hektar w ciągu roku. Z porównania liczebności *Listeria* sp. Z liczebnością enterokoków stosowanych jako wskaźnik kałowego zanieczyszczenia środowiska, wynikało, iż dużą liczebność enterokoków (ok. 10^5 NPL/g s.m.) stwierdzano wówczas, gdy ilość *Listeria* sp. była w zakresie $4,0 \times 10^1$ – $1,7 \times 10^7$ NPL/g s.m. Podkreślić należy, że najmniejsze ilości *Listeria* sp. były wykrywane wówczas, gdy liczba enterokoków była rzędu 10^4 NPL/g s.m.

Cambarro i wsp. (1997) badali efektywność eliminacji *Listeria* sp. w procesie oczyszczania ścieków metodą osadu czynnego oraz liczebność tych bakterii w rzece będącej odbiornikiem ścieków oczyszczonych. Wykazali, że głównymi przedstawicielami tego rodzaju wykrytego w liczbie 181 izolatów w badanych próbkach była *L. monocytogenes* (96 izolaty), *L. seeligeri* (23 izolaty), *L. innocua* (22 izolaty) i *L. welshimeri* (6 izolatów). *L. ivanovii* występowała w bardzo małych ilościach (2 izolaty) tylko w próbkach wody rzecznej. O dominacji *L. monocytogenes* i *L. innocua* wśród bakterii z rodzaju *Listeria* w osadach ściekowych pochodzących z terenu Francji i Włoch donosili Schwartzbrod i wsp. (1989) i De Luca (1998) – cyt. za Garrec i wsp. (2003). Autorzy ci nigdy nie wykrywali w osadach *L. ivanovii*. Badania prowadzone przez Cambarro i wsp. (1997) wykazały, że w procesie oczyszczania ścieków, bakterie *Listeria* sp. usuwane były w 95–99%, średnio z $3\ 327$ jtk/100 ml w dopływie do 55 jtk/100 ml w odpływie. Zarówno w ściekach dopływających, jak i odpływających, ok. 58% ogółu bakterii należących do rodzaju *Listeria* stanowiła *L. monocytogenes*. Najskuteczniej usuwana w procesie oczyszczania ścieków była *L. innocua*. Liczba tych bakterii wykrywanych w ściekach dopływających stanowiła bowiem 17,5% ogółu bakterii *Listeria* sp., a w odpływających – 10%. Natomiast *Listeria seeligeri* była najmniej podatna na usuwanie w procesie oczyszczania ścieków (odpowiednio, 5 i 22,6% ogółu *Listeria* sp.). Pomimo dużej skuteczności usuwania *Listeria* sp. w procesie oczyszczania ścieków, w odbiorniku ścieków oczyszczonych wykrywano znaczne ilości tych bakterii,

¹ Ilość bakterii obliczona metodą statystyczną, jako NPL w przeliczeniu na g sm.

stanowiące zagrożenie dla środowiska. Znaczący spadek ich ilości stwierdzono dopiero na 25,5 km rzeki od miejsca zrzutu ścieków oczyszczonych. Podkreślić należy brak korelacji pomiędzy liczebnością tej grupy bakterii w badanych próbkach ścieków i wody, a wielkością BZT₅. Korelacja pomiędzy liczbą *Listeria* sp. a wielkością pH występowała jedynie w próbkach ścieków oczyszczonych.

Clostridium perfringens. Bakterie te są stałym składnikiem mikroflory jelitowej człowieka i zwierząt ciepłokrwistych. Stanowią je gramdodatnie, wytwarzające przetrwalniki laseczki o wymiarach 1,0-1,5x4-8 μm, rosnące w warunkach beztlenowych. Optymalna temperatura wzrostu wynosi 37°C, pH 7,0-7,5. Wykazują silne właściwości sacharolityczne, nie wytwarzają indolu, natomiast produkują H₂S, NH₃ i CO₂. Wykazują zdolność do hemolizy i wytwarzają fosfolipazę C. Ich naturalnym miejscem bytowania jest przewód pokarmowy zwierząt roślinożernych i człowieka. Wrotami zakażenia jest zraniony naskórek, w rzadkich przypadkach przewód pokarmowy. Powodują zgorzel gazową tkanek miękkich (ropnie, tworzenie posokowatej wydzieliny, gromadzenie się gazu, martwica), stany zapalne woreczka żółciowego, wyrostka robaczkowego i gorączkę połogową.

O znaczeniu wskaźnikowym tych bakterii, oprócz ich działania chorobotwórczego, decyduje podobna odporność ich przetrwalników na działanie czynników środowiskowych jak i cyst pierwotniaków (*Cryptosporidium parvum*, *Lambliia intestinalis*) oraz robaków chorobotwórczych. Wykonanie analizy odcieków w kierunku wykrywania pasożytów zwierzęcych daje dużą pewność, że odcieki wolne od *C. perfringens* nie zawierają również pierwotniaków i jaj helmintów [Grabińska-Łoniewska, 2008, w druku].

Grzybom mikroskopowym przypisuje się ostatnio szczególne znaczenie jako bioindykatora stopnia zanieczyszczenia środowiska pod względem sanitarnym. Powszechność ich występowania w środowisku uwarunkowana jest dużą ilością wytwarzanych zarodników oraz niewielkimi wymaganiami w odniesieniu do warunków abiotycznych panujących w biotopach środowiskowych. Czynnikiem chorobotwórczym grzybów są związki chemiczne występujące w zarodnikach i grzybni wykazujące działanie alergiczne oraz mykotoksyny o właściwościach cytotoksycznych, mutagennych, neurotoksycznych oraz teratogennych.

Grzyby mikroskopowe dostają się do ustroju żywiciela drogą inhalacyjną, pokarmową, płciową oraz przez uszkodzoną błonę śluzową jamy ustnej, skóry lub rogówkę oka. Powodować mogą grzybicę wieloogniskową, *endocarditis*, *osteomyelitis*, *meningitis* i inne choroby. Szczególnie podatne na infekcje grzybami są osoby z obniżoną odpornością, a mianowicie cierpiące na zespół upośledzonego wchłaniania pokarmu, choroby nowotworowe,

autoimmunologiczne, zespół AIDS oraz osoby uzależnione od leków, narkotyków i alkoholu, a także osoby z implantami. Organizmami sprawczymi tych infekcji są grzyby drożdżopodobne z rodzajów *Candida*, *Cryptococcus*, *Kloeckera*, *Rhodotorula* oraz pleśnie z rodzajów *Penicillium*, *Aspergillus*, *Pullularia*, *Fusarium*, *Acremonium*, *Paecilomyces*, *Alternaria*, *Curvaria*. Szczególną patogenność w odniesieniu do człowieka wykazują *Aspergillus fumigatus*, *A. niger* i *Pullularia sp.*

Szerzej rolę grzybów mikroskopowych w przenoszeniu chorób przez wodę scharakteryzowano w publikacji Grabińskiej-Łoniewskiej (2006)

1.3. Metody oczyszczania odcieków

Gospodarka odciekami stanowi jeden z trudniejszych problemów eksploatacyjnych uszczelnionego składowiska odpadów, co jest związane z faktem zaostrażania się wymogów dotyczących jakości wód oczyszczonych wprowadzanych do wód powierzchniowych i kanalizacji miejskiej. [Rosik-Dulewska, 2006]. Ograniczenie niekorzystnego wpływu na środowisko odcieków ze składowisk odpadów wymaga bezwzględnego usuwania z nich związków chemicznych oraz mikroorganizmów mogących stanowić zagrożenie sanitarno – higieniczne. W celu oczyszczenia odcieków składowiskowych, stosuje się ich recyrkulację na składowisku, odprowadzanie do kanalizacji, poddaje się je łącznemu oczyszczaniu ze ściekami miejskimi na oczyszczalni ścieków, a także oddzielnemu oczyszczaniu na oczyszczalni zlokalizowanej na terenie składowiska, wykorzystującej metody mechaniczne, chemiczne, fizyczno – chemiczne, biologiczne, a także układy połączone ww. metod. Spośród metod mechanicznych jedynie napowietrzanie ma zastosowanie przy podczyszczaniu odcieków ze składowisk odpadów, ze względu na duży deficyt tlenowy odcieków oraz możliwość wstępnego usunięcia nadmiaru NH_3 . Pozostałe metody mechaniczne nie znajdują zastosowania do podczyszczania odcieków, z uwagi na niską zawartość w nich zawieszin.

1.3.1. Recyrkulacja odcieków

Ustabilizowanie aktywnej strefy metanogenezy na podłożu składowiska można osiągnąć poprzez odpowiedni sposób składowania pierwszej warstwy odpadów, zaszczerpienie ich fermentującym osadem ściekowym i recyrkulację odcieków, co potwierdzają wyniki badań lizymetrycznych i obserwacja eksploatacji składowisk w Niemczech i USA [Pohland, 1999] [Szpadt, 1989, cyt. za Szyc, 2003]. Wang i wsp. (2006) badali w skali laboratoryjnej wpływ recyrkulacji (500 ml tygodniowo) na proces oczyszczania odcieków ($\text{ChZT} = 77\ 000 - 80\ 000\ \text{mgO}_2/\text{l}$), w kolumnach (średnica 0.2 m, wysokość 1.0 m) napowietrzanych i bez natleniania. Po 49 tygodniach trwania procesu w kolumnie napowietrzanej uzyskali 99%

usuwanie ChZT, BZT₅ i N-NH₄, zaś w kolumnie bez napowietrzania, odpowiednio, 96%, 99% i brak eliminacji azotu amonowego. Także Franke i wsp. (2006) prowadzili badania nad wpływem recyrkulacji odcieków na proces ich oczyszczania. Stosowali oni odcieki pochodzące ze składowiska odpadów komunalnych (ChZT = 10890 mgO₂/l, BZT₅ = 2200 mgO₂/l) oraz ze składowiska, na którym składowano również osady ściekowe (ChZT = 12400 mgO₂/l, BZT₅ = 1800 mgO₂/l). Proces prowadzono przez 48 tygodni, stosując kolumny o średnicy 0.3 m i wysokości 1.5 m, wypełnione 40 kg odpadów oraz mieszaniną odpadów i osadów ściekowych w stosunku wagowym 4:1, napowietrzane od dołu. W pierwszym przypadku uzyskali 67% eliminację ChZT oraz 95% BZT₅, zaś w drugim, odpowiednio, 31% i 93%. He i wsp. (2006) prowadzili proces oczyszczania stosując recyrkulację odcieków charakteryzujących się ChZT = 36 900 – 66 900 mgO₂/l, BZT₅ = 22 300 – 48 100 mgO₂/l, w kolumnach (średnica 0.4 m, wysokość 2.2 m, V_{robocza} = 210 l) bez napowietrzania, z napowietrzaniem od dołu oraz na całej wysokości kolumny. Po 82 tygodniach prowadzenia procesu uzyskano we wszystkich wariantach 98%-99% eliminację ChZT i BZT₅ oraz odpowiednio, 18%, 84% i 87% spadek stężenia azotu amonowego.

Rozdział odcieków na powierzchni składowiska możliwy jest przez ich rozlewanie lub rozdeszczowywanie, korzystniejsze ze względu na wysoki efekt odparowania. Zwolennicy tej metody podkreślają fakt, że recyrkulacja skraca czas potrzebny do stabilizacji wysypiska przez wzrost zawartości wody w odpadach. Negatywną stroną recyrkulacji odcieków może być wzrost wymywania zanieczyszczeń z odpadów w wyniku ich wielokrotnego ługowania odciekami oraz zateżenie składników mineralnych w recyrkulowanych odciekach [Surmacz-Górska, 2001; Szyc, 2003].

1.3.2. Odprowadzanie odcieków do kanalizacji miejskiej lub wspólne oczyszczanie ze ściekami miejskimi

Według Szyc (2003) w krajach UE i USA odprowadzanie odcieków do kanalizacji jest najczęstszą metodą utylizacji odcieków ze względu na swą prostotę, niski koszt inwestycyjny, łatwość eksploatacji oraz małą ilość odcieków w stosunku do ścieków miejskich. Autor ten uważa, że odcieki nie oddziałują szkodliwie na procesy oczyszczania zachodzące w oczyszczalniach miejskich, zwłaszcza wobec znacznego ich rozcieńczenia. Konstatuje także, że zarówno oczyszczalnia, jak i składowisko odpadów są obiektami gospodarki komunalnej i z tego względu celowe jest kompleksowe rozwiązywanie ich wspólnych problemów. Odmienny pogląd reprezentuje Surmacz-Górska (2000) podkreślając, że postępowanie takie zostało uznane w wielu krajach jako niegodne polecenia [Peters i

Stanford, 1993; Keramchemie, 1995, cyt. za Surmacz-Górska, 2001; Welander i wsp., 1997; Stępiak, 2000], bowiem stwarza wiele zagrożeń dla pracy miejskiej oczyszczalni ścieków polegających na spowodowaniu zakłóceń w przebiegu procesu nityfikacji, objawiających się nagromadzeniem azotynów lub całkowitym zahamowaniem obu faz nityfikacji oraz inhibicją procesu denityfikacji spowodowaną brakiem dostatecznej ilości węgla organicznego, stanowiącego donator wodoru do redukcji azotynów i azotanów. Ponadto autorka zwraca uwagę, że obecne w odciekach jony metali ciężkich akumulowane w osadzie czynnym mogą dyskwalifikować wykorzystanie osadu nadmiernego do celów rolniczych. Problemy te występują na oczyszczalniach zwłaszcza wtedy, gdy dopływ odcieków nie odbywa się kanalizacją, lecz ocieki dowożone są okresowo wozami asenizacyjnymi. Przy braku zbiorników retencyjnych oczyszczalnia musi wówczas przejąć jednorazowo bardzo duży ładunek zanieczyszczeń organicznych oraz azotu amonowego [Surmacz-Górska, 2001].

1.3.3. Metody chemiczne

Metody chemicznego oczyszczania ścieków polegają na: strącaniu osadów, koagulacji i utlenianiu na drodze chemicznej. Jako czynniki **strącające** wykorzystywane są wodorotlenek wapnia i siarczek sodowy. Metoda ta zapewnia usunięcie barwy i żelaza, ale jest mało skuteczna w usuwaniu innych zanieczyszczeń, występujących w odciekach.

Koagulacja za pomocą siarczanu glinowego i chlorku żelazowego daje podobne, niezadowolające rezultaty [Ho, Boyle i Ham, 1974, Thornton, Blanc, 1973, cyt. za Szyc, 2003]. Szyc (1979, cyt. za Szyc, 2003), prócz ww. koagulantów, zastosował wapno, uzyskując zmniejszenie wartości ChZT o 24-28%, jednak ze względu na duże dawki reagentów, powstały znaczne ilości osadów. Metoda ta prowadzi do usunięcia z odcieków przede wszystkim substancji organicznych o masie molowej powyżej 1000 g/mol (w przypadku odcieków są to głównie substancje humusowe) [Rosik-Dulewska, 2006]. Badania Yoon i wsp. (1998) wykazały, że za pomocą koagulacji można usunąć 59-73% związków organicznych o ciężarze molekularnym powyżej 500 i nie więcej niż 18% związków o ciężarze nie przekraczającym 500. Na podstawie wyników badań Amokrane i wsp. (1997) oraz Rosik-Dulewskiej (2006) można przyjąć, że koagulacja daje lepsze efekty w przypadku odcieków pochodzących ze starych składowisk – osiąga się wówczas nawet 50% zmniejszenie wartości ChZT, przy wyjściowej wartości tego wskaźnika wynoszącej 3 800 mgO₂/dm³. Stosowanie tej metody do podczyszczania odcieków ze składowisk młodych daje zaledwie ok. 10% eliminację zanieczyszczeń oznaczonych za pomocą tego wskaźnika. Do oczyszczania odcieków próbowano stosować również elektrokoagulację, polegającą na

koagulacji związków o dużych wielkościach cząsteczek i elektrolizie związków o małej wielkości cząsteczek. Metodą tą uzyskać można 30-50% obniżenia ChZT w stosunku do wartości wyjściowej 1209 – 4979 mgO₂/dm³ [Tsai., 1997]

Prace nad **utlenianiem chemicznym** prowadzili m.in. Ho, Boyle i Ham [1974, cyt. za Szc, 2003], używając jako utleniaczy chloru, podchlorynu wapnia, nadmanganianu potasu i ozonu. Badania prowadzone były na odciekach 25-krotnie rozcieńczonych wodą destylowaną, ChZT próby wynosiło 340 mgO₂/dm³.

Oczyszczanie odcieków za pomocą chloru jest utrudnione ze względu na konieczność stosowania bardzo dużych jego dawek - ilość chloru, przy której osiągnięto najwyższy stopień obniżenia ChZT wynosiła 1200 mg Cl₂/dm³. Spowodowane jest to wysoką zawartością w odciekach składników azotu amonowego i związków organicznych, przez co część chloru zostaje zużyta do związania amoniaku do chloramin, część zaś do utlenienia związków organicznych [Szc, 2003]. Zastosowanie tego utleniacza do oczyszczania odcieków 25-krotnie rozcieńczonych wodą destylowaną (ChZT = 340 mgO₂/dm³) doprowadziło do usunięcia barwy, mętności i żelaza oraz zmniejszenia wartości ChZT o 25%, jednak nastąpił duży, dwudziestokrotny wzrost stężenia chlorków oraz dziesięciokrotny – suchej pozostałości w porównaniu z wartościami tych wskaźników w odciekach surowych. Podchloryn wapniowy dał najlepsze wyniki ze wszystkich stosowanych tu utleniaczy (redukcja wartości ChZT o 48% przy wartości wyjściowej 340 mg O₂/dm³), jednak konieczność stosowania bardzo dużych jego dawek, większych niż 10 000 mg/dm³, czyni tę metodę nieopłacalną pod względem ekonomicznym i, podobnie jak w przypadku chloru powoduje znaczny wzrost stężenia chlorków, oraz wartości suchej pozostałości i twardości. Czynniki ekonomiczne wyklucza również stosowanie utleniania odcieków za pomocą nadmanganianu potasu, którego dawka niezbędna do efektywnego obniżenia ChZT wynosiła ok. 10 000 mg/dm³.

Prace nad zastosowaniem ozonu do oczyszczania odcieków prowadzili Geenens i wsp. (2000, cyt. za Naumczyk, 2006), uzyskując obniżenie stosunku ChZT/BZT₅ z 16 do 6. Podobny efekt ozonowania (ok. trzykrotne zmniejszenie stosunku ChZT/BZT₅, wynoszącego 3-10 w ściekach surowych, 30% redukcji ChZT, przy wyjściowej wartości wynoszącej 2300-4900 mg O₂/dm³) uzyskali Rivas i wsp. (2004), oczyszczając odcieki o wartości ChZT = 2 300-4 900 mgO₂/ dm³. Monje-Ramirez i Velasquez (2004) ozonowali odcieki po koagulacji roztworem FeCl₃. Ozonowanie pozwoliło na obniżenie wartości ChZT o 78% (33% w stosunku do odcieków po koagulacji, początkowa wartość ok. 5 000 mg O₂/ dm³) oraz wzrost BZT₅ o 265% (początkowa wartość ok. 155 mg O₂/ dm³). [Surmacz-Górska, 2000].

1.3.4. Metody fizykochemiczne

Do oczyszczania odcieków stosowane są głównie: adsorpcja, techniki membranowe (mikrofiltracja, ultrafiltracja, nanofiltracja, odwrócona osmoza), wysoko efektywne procesy utleniania oraz elektROUTLENIANIE.

Adsorpcja na węglu aktywnym zapewnia uzyskanie zróżnicowanego stopnia usuwania ChZT, w zakresie od 34% do 85% [Ho, Boyle, Ham 1974, cyt. za Szyc, 2003]. W procesie tym usuwane są części substancji rozkładalnych biologicznie, substancje humusowe oraz chlorowane węglowodory (stężenie adsorbowalne związków halogenoorganicznych (AOX) można zmniejszyć nawet do wartości poniżej 1 mg/dm³) [Rosik-Dulewska, 2006]. Węgiel aktywny jest nieselektywny w stosunku do rozpuszczonych związków organicznych i dlatego może być wykorzystywany do oczyszczania odcieków [Kowal, 1997]. Podatność substancji organicznych zawartych w odciekach na adsorpcję zwiększa się z wiekiem składowiska oraz ze zmniejszeniem wartości stosunku ChZT do całkowitego węgla organicznego. Stosując tę metodę należy liczyć się z koniecznością częstej regeneracji i wymiany węgla aktywnego w kolumnie [Szyc, 2003]. Dodawanie sproszkowanego węgla do zbiorników mieszania jest bardziej efektywne, niż adsorpcja prowadzona w kolumnach, zaś sprawność tej metody można dodatkowo poprawić stosując napowietrzanie odcieków - w najkorzystniejszych warunkach możliwe jest usunięcie 250-500 mg ChZT/g C_{akt.} oraz do 500 mg AOX²/g C_{akt.}. Zastosowanie węgla aktywnego pozwala na dwustopniową adsorpcję – w pierwszym stopniu dodaje się węgiel aktywny do odcieków w komorze mieszania, w drugim stopniu odcieki przepuszczane są przez filtr wypełniony węglem aktywnym, a następnie kieruje się je wraz ze ściekami komunalnymi do oczyszczalni oczyszczającej ścieki metodą osadu czynnego [Rosik-Dulewska, 2006]. Proces ten może być wykorzystywany do podczyszczania retentatu po nanofiltracji odcieków. Zatężone związki organiczne są wówczas zatrzymywane w wyniku adsorpcji i nie jest wymagany kosztowny proces odparowywania lub inna dezaktywacja retentatu [Schalk i wsp., 1999 cyt. za Surmacz-Górska, 2001]. Prócz węgla aktywnego można stosować następujące adsorbenty: zeolity, wermikulit, aktywowany tlenek glinowy lub popioły pochodzące ze spalarni odpadów miejskich, które pozwalają osiągnąć podobne efekty, jak węgiel aktywny [Amokrane i wsp., 1997, cyt. za Rosik-Dulewska, 2006].

Obiecujące wyniki uzyskiwano stosując metodę **odwróconej osmozy**, która jest efektywna zarówno przy oczyszczaniu odcieków z młodych, jak i starych składowisk [Szpadt 1989, cyt. za Szyc]. Stosowane są zarówno układy jedno- jak i dwustopniowe. Wykorzystanie

² AOX – adsorbable organically bound halogens, adsorbowane organicznie związane chlorowce

konwencjonalnych membran umożliwia obniżenie zawartości węgla organicznego o 56-70%, zaś użycie membran nowszej generacji – o 85-88%, Zwiększenie pH z 5,5 do 8.0 skutkowało podwyższeniem efektywności usuwania węgla organicznego do 94%. Związki rozpuszczone usuwane były w 99% [Szyc, 2003]. Piatkiewicz (2001) porównał skuteczność oczyszczania odcieków o ChZT = 2 300 mgO₂/dm³ za pomocą mikrofiltracji, ultrafiltracji i odwróconej osmozy, uzyskując, odpowiednio, eliminację związków organicznych oznaczonych ChZT w 26%, 21% i 99%. Lepsze efekty podczas stosowania nanofiltracji uzyskał Marttinen i wsp. (2002), bowiem wartość ChZT, wynosząca początkowo 340-920 mgO₂/dm³ została obniżona o 52-66%. Najczęściej stosowane są membrany wykonane z octanu celulozy, aromatycznych poliamidów, a ostatnio również membrany kompozytowe [Rosik-Dulewska, 2006]. Ze względu na szybkie zanieczyszczenie membran przez surowe odcieki niezbędne jest jednak ich wstępne oczyszczanie metodami biologicznymi. [Ho, Boyle, Ham 1974, cyt. za Szyc, 2003]. Podczas stosowania metod membranowych nie dochodzi do unieszkodliwienia zanieczyszczeń, a jedynie następuje ich zatężenie - substancję odpadową stanowi koncentrat zawierający wszystkie wymienione substancje w niezmienionej formie, który usuwany jest na składowisko. Jest to rozwiązanie przejściowe i niewłaściwe [Surmacz-Górska, 2001, Rosik-Dulewska, 2006]. Surmacz-Górska (2001) zwróciła uwagę na problemy techniczne, jakie stwarza oczyszczanie odcieków jedynie za pomocą odwróconej osmozy. Aby zatrzymać przez membrany wysokie stężenia azotu amonowego, należy obniżyć pH do 6,5, zaś obecność związków wapnia wymaga dodatku substancji zapobiegających tworzeniu się kamienia membranowego. Zdaniem tej autorki brak wstępnego oczyszczenia odcieków powoduje zmniejszenie strumienia permeatu na skutek obecności wysokich wartości ChZT, spadek współczynnika redukcji objętości, zatykanie membrany nadmiarem zawiesiny oraz pienienie się odcieków.

Metody **pogłębionego utleniania** powodują degradację cząstek związków organicznych, przez co zwiększają podatność ścieków na oczyszczanie biologiczne.

Utlenianie fotokatalityczne, polega na wybiciu elektronu z pasma walencyjnego katalizatora (zazwyczaj TiO₂) na pasmo przewodzenia. W rezultacie tworzą się wolne rodniki hydroksylowe na powierzchni katalizatora uczestniczące w bezpośrednim utlenianiu związków organicznych. Wybite elektrony reagują z tlenem rozpuszczonym również dając rodniki aktywne w utlenianiu. Proces ten wykorzystywany był do tej pory jedynie do rozkładu mikrozanieczyszczeń w wodzie, jednak postęp w zakresie efektywnego wykorzystania energii słonecznej stanowi zachętę do szerszego jego wykorzystania także w technologii oczyszczania ścieków [Surmacz-Górska, 2000].

W ostatnich latach wzrosło zainteresowanie zastosowaniem *wysoko efektywnych procesów utleniania* (AOPs) oraz procesami *elektroutleniania* [Naumczyk, 2006]. Pogłębione utlenianie uzyskuje się dzięki powstawaniu bardzo reaktywnych rodników, szczególnie hydroksylowych $\cdot\text{OH}$ o potencjale 2,8V. Rodniki $\cdot\text{OH}$ są nieselektywne i szybko reagują z wieloma związkami organicznymi. Generowanie rodników hydroksylowych osiąga się przez zastosowanie kombinacji silnych utleniaczy z promieniowaniem, np. O_3/UV , $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$, przez aktywację nadtlenu wodoru jonami Fe^{2+} (reakcja Fentona) lub proces foto-Fentona, czyli wspomaganie świetlne reakcji Fentona za pomocą promieniowania UV-Vis (300-500 nm). W Niemczech, w 1994 roku, działało już 13 dużych instalacji opartych na wspomaganiu procesu biologicznego rozkładu kombinacją działania O_3/UV . Rozwiązanie to dało zadowalające rezultaty: w wyniku 4,3 godz. trwania procesu uzyskano spadek wartości ChZT odcieków po oczyszczaniu biologicznym z 377 do 77 mgO_2/l (77%), a AOX z 520 do 108 $\mu\text{g/l}$ (79%), zaś podczas oczyszczania odcieków surowych wartość ChZT spadła z 1835 do 588 $\text{mg O}_2/\text{l}$ (68%). [Naumczyk, 2006]. Wenzel i wsp. (1999) wykazali, że metoda ta umożliwia usunięcie w 100% fenoli (stężenia początkowe 1930 - 132 781 mg/m^3) i poliaromatycznych węglowodorów (stężenie w dopływie 14 - 580 mg/m^3), w zakresie 23-96% bifenyli (stężenie wyjściowe 0,11 - 2359 mg/m^3) i w co najmniej 74% dioksyn i furanów, o stężeniu początkowym wynoszącym 2,76 - 6 758 mg/m^3 . Stosując metodę Fentona do oczyszczania odcieków podczyszczonych biologicznie, uzyskano obniżenie wartości ChZT, wynoszącej początkowo 1500 $\text{mg O}_2/\text{l}$, w granicach 55-74% [Kang, 2000]. Bae i wsp. (1997) oraz Surmacz-Górska i wsp. (1997, 1999, cyt. za Surmacz-Górska, 2001) uzyskali od 60% do 80% zmniejszenia ChZT w wyniku oczyszczania odcieków (wartość początkowa ChZT = 4000 - 7000 $\text{mg O}_2/\text{l}$) metodą Fentona wykazując, że efektywność procesu zależy m.in. od ciężaru cząsteczkowego związków organicznych - im jest on większy, tym efekty uzyskiwane za pomocą tej metody są lepsze. Yoon (1998) stwierdził, że stosując metodę Fentona można usunąć 72-89% związków organicznych o ciężarze cząsteczkowym powyżej 500 i nie więcej niż 43% związków ogranicznych o ciężarze poniżej 500. Porównując skuteczność usuwania zanieczyszczeń w klasycznym procesie Fentona z procesem Fentona wspomaganym promieniowaniem UV, Kim i wsp. (1997) stwierdzili sześciokrotnie większą szybkość i mniejsze zużycie soli Fe (II) w drugim procesie. Autorzy ci wykazali, że zastosowanie w procesie Fentona promieniowania UV o różnej długości fal powoduje zarówno zwiększoną produkcję rodników hydroksylowych na skutek dodatkowej fotolizy nadtlenu wodoru, jak i regenerację jonu Fe (II) i bezpośrednią fotolizę związków organicznych. Schulte i wsp. (1995, cyt. za Naumczyk, 2006) porównali skuteczność oczyszczania trzema metodami, stosując

odcieki o ChZT=780 mg O₂/l, a mianowicie: H₂O₂/O₃, H₂O₂/UV oraz proces Fentona. Najbardziej efektywny i korzystny ekonomicznie okazał się proces H₂O₂/O₃ (osiągnięto prawie pełne usunięcie wszystkich zanieczyszczeń organicznych), nieznacznie gorsze wyniki uzyskano przy H₂O₂/UV, zaś najmniej efektywna okazała się klasyczna reakcja Fentona (redukcja ChZT o 60%). Ince (1998, cyt. za Naumczyk, 2006) oczyszczał odcieki o wartościach ChZT i BZT₅, odpowiednio: 1280 i 100 mg O₂/l porównując efektywność procesów: H₂O₂/UV, O₃/UV i H₂O₂/O₃/UV. Pierwsze dwa procesy pozwoliły na obniżenie ChZT o 54%, zaś ostatni – o 79%. Steensen (1997) stwierdził, że H₂O₂/UV jest bardziej efektywny (redukcja wartości ChZT o 80%, przy wyjściowych wartościach 350 – 1200 mg O₂/l) od ozonowania wspomaganego katalizatorem stałym, zaś Echigo i wsp. (1996) dowiedli wyższej efektywności procesu H₂O₂/O₃ od procesu O₃/UV. Lopez i wsp. (2004) poddawali procesowi Fentona odcieki średnio ustabilizowane, o ChZT i BZT₅ odpowiednio 10 500 i 2 300 mg O₂/l. Maksymalne zmniejszenie wartości ChZT wynosiło wówczas 60%, dalsza neutralizacja – koagulacja odcieków z zastosowaniem Ca(OH)₂ i polielektrolitu kationowego spowodowała wyraźny spadek tej wartości. Rivas i wsp. (2003), oczyszczając ustabilizowane odcieki (ChZT 7 000 – 8 000 mg O₂/l, BZT₅ ok. 450 mg O₂/l), zastosowali proces Fentona sprzężony z procesami koagulacji solami Fe (III). Po końcowej neutralizacji-koagulacji uzyskano 90% zmniejszenie wartości ChZT. Wu i wsp. (2004) badali efektywność oczyszczania uprzednio koagulowanych odcieków o ChZT=6 500 mg O₂/l, BZT₅=500 mg O₂/l, stosując procesy: O₃/UV, H₂O₂/O₃ i klasyczne ozonowanie. Najlepszy efekt wzrostu biodegradowalności zanieczyszczeń chemicznych uzyskano stosując O₃/UV. Proces ten wykorzystywany jest w pełnej skali technicznej przez firmę WEDECO [Leitzke, 1996], podczas oczyszczania odcieków uzyskuje się obniżenie wartości ChZT z 377 g O₂/m³ do 77 g O₂/m³ (redukcja 80%). Efektywność wspomaganego fotolitycznie utleniania nadtlakiem wodoru zależy m.in. od energii emitowanego promieniowania, zaś zużycie energii zależy m.in. od rodzaju stosowanych lamp: w przypadku lamp niskociśnieniowych waha się w przedziale 100-200 kWh/kg, ChZT_{usuw}, zaś po zastosowaniu lamp wysokociśnieniowych – 400-700 kWh/kg ChZT_{usuw} [Surmacz-Górska, 2001].

Powyższe metody można uszeregować następująco, względem zmniejszania się efektywności oczyszczania odcieków: H₂O₂/O₃/UV, proces fotoFentona, H₂O₂/O₃, O₃/UV, H₂O₂/UV [Naumczyk, 2006]. Dwa pierwsze procesy są najbardziej efektywne, jednak wysokie koszty eliminują je z praktycznego zastosowania. Najbardziej korzystnym z ekonomicznego punktu widzenia jest proces H₂O₂/O₃. Surmacz-Górska (2001) zwraca uwagę na to, że metody pogłębionego utleniania stwarzają następujące problemy:

- ozonowanie wspomagane nadtlaniem wodoru – uzyskanie wysokiej skuteczności wymaga prowadzenia procesu przy wysokim pH i niskiej zasadowości;
- ozonowanie wspomagane fotolitycznie – na lampach i w przewodach instalacyjnych tworzą się trudno rozpuszczalne osady, właściwości odcieków utrudniają przenikanie promieni UV, wymagane jest niskie stężenie jonów węglanowych;
- utlenianie nadtlaniem wodoru wspomagane fotolitycznie – wymaga wysokiego zużycia energii, z uwagi na słabe przenikanie promieni UV w odciekach, wymagane jest także prowadzenie procesu przy niskim odczynie pH;
- utlenianie metodą Fentona – powstawanie osadu, wzrost stężenia siarczanów, proces wymaga prowadzenia przy niskim odczynie pH.

Ponadto, przy stosowaniu w opisywanych wyżej metodach promieniowania UV, tworzą się na lampach UV osady, które utrudniają przenikanie promieniowania do cieczy i zatykają przewody instalacyjne. Również zachodząca pod wpływem jonów węglanowych dezaktywacja rodników hydroksylowych znacznie ogranicza szybkość reakcji.

Efekty oczyszczania odcieków za pomocą *elektROUTLENIANIA* są porównywalne, a nawet lepsze od uzyskiwanych za pomocą wysokoefektywnych metod utleniania, przy zbliżonych kosztach. Metodą elektROUTLENIANIA uzyskuje się pełną eliminację jonów amonowych, występujących w odciekach w dużej ilości. Cossu i wsp. (1998, cyt. za Naumczyk, 2006) poddawali elektROUTLENIANIU odcieki oczyszczone biologicznie (ChZT-1 200 mg O₂/l, BZT₅ – 80 mg O₂/l), stosując anody Ti/SnO₂ i Ti/PbO₂. Osiągnęli pełne usunięcie jonów amonowych i zmniejszenie wartości ChZT do 100 mg O₂/l. Wang i wsp. (2001, cyt. za Naumczyk, 2006) traktowali w ten sposób odcieki poddane uprzednio procesowi anaerobowego rozkładu (ChZT-1 610 mg O₂/l, BZT₅ – 91 mg O₂/l), uzyskując zmniejszenie wartości ChZT do 209 mg O₂/l (87%). Chiang i wsp. (1995) zastosowali cztery anody o efektywności malejącej w szeregu: SPR>Ti/Ru>TiPbO₂>grafit, uzyskując redukcję ChZT odcieków surowych (o początkowej wartości ChZT = 4100-5000 mg O₂/l) o 92%. Vlyssides i wsp. (2001, cyt. za Naumczyk, 2006), wykorzystując anodę Ti/Pt, oczyszczali odcieki surowe z nowego składowiska (ChZT – 53 300 mg O₂/l, BZT₅ – 30 300 mg O₂/l). Wartość ChZT została zmniejszona o 84%. Naumczyk (2006) oczyszczał odcieki charakteryzujące się ChZT w zakresie 4 961 – 6 240 mg O₂/l, BZT₅ = 1 080 – 1 420 mg O₂/l w procesie fotoFentona, Fentona oraz utleniania elektrochemicznego, uzyskując, odpowiednio: 98%, 97% oraz 86% redukcję ChZT. Proces Fentona autor ten uznał za najlepszy do podczyszczania badanych odcieków przed oczyszczaniem biologicznym.

Podkreślić należy, że podczas oczyszczania metodami fizyczno – chemicznymi nie uzyskuje się pełnej mineralizacji substancji organicznych występujących w odciekach, zaś prowadzone badania nad wdrożeniem tych metod dotyczą w większości odcieków uprzednio podczyszczanych biologicznie. W procesach tych następuje zmniejszenie ciężaru cząsteczkowego złożonych związków organicznych i tym samym zwiększenie ich podatności na rozkład biologiczny. Zatem, metody biologiczne powinny stanowić konieczny element układu technologicznego oczyszczalni odcieków, niezależnie od metod fizyczno – chemicznych wspomagających proces oczyszczania.

1.3.5. Metody biologiczne

Biologiczne oczyszczanie odcieków stosuje się w celu usunięcia z nich ulegających biodegradacji zanieczyszczeń organicznych, a także azotu, występującego głównie w postaci związków amonowych. Skuteczność oczyszczania odcieków metodami biologicznymi zależy od ilości i rodzaju związków organicznych występujących w odciekach, a ta z kolei od wieku składowiska z którego one pochodzą. Znacznie mniejszą efektywność usuwania związków organicznych obserwuje się przy oczyszczaniu odcieków pochodzących ze starych wysypisk, z uwagi na to, że zawierają one większy ładunek trudnorozkładalnych lub nierozkładalnych związków organicznych. Z badań Barbusińskiego i wsp. (1997) wynika, że efektywność usuwania metodą osadu czynnego związków organicznych (ChZT w zakresie 1050 – 1500 mg O₂/l) z odcieków pochodzących z 50-letniego wysypiska nie przekraczała 7,5%. Następował także spadek aktywności oddechowej mikroorganizmów oraz silne zmineralizowanie kłaczków osadu czynnego. Najlepsze efekty oczyszczania uzyskuje się, jeżeli wartość stosunku BZT₅/ChZT w odcieku jest większa niż 0,4. Przy wartości tego stosunku mniejszej niż 0,05 metody biologiczne praktycznie są nieskuteczne³. Badacze mają rozbieżne opinie, jeśli chodzi o zawartość metali ciężkich w odciekach przeznaczonych do oczyszczania biologicznego. Jedni autorzy zwracają uwagę na ich działanie toksyczne, mogące być powodem zakłóceń w przebiegu prowadzenia procesu oczyszczania, inni zaś twierdzą, że usuwanie ich nie jest konieczne ze względu na powstawanie, zarówno podczas procesu tlenowego, jak i beztlenowego, tlenków i siarczków metali, co skutecznie eliminuje toksyczność większości metali ciężkich [Szc, 2003].

Do biologicznego oczyszczania odcieków stosuje się metody: osadu czynnego, złóż biologicznych, rowy biologiczne z możliwością przedłużonego oczyszczania przez

³ Podatność ścieków na rozkład biologiczny charakteryzuje także stosunek ChZT/BZT₅. Przyjmuje się, że im jest on mniejszy, tym ścieki są łatwiej biodegradowalne. Przy wartościach > 2 ścieki trudno podlegają rozkładowi.

recyrkulację odcieków oraz stawy napowietrzane [Rosik-Dulewska, 2006]. Postęp w stosowaniu biologicznych metod oczyszczania umożliwiło m.in. poznanie mechanizmów adaptacyjnych drobnoustrojów. Najbardziej naturalnym sposobem przystosowania mikroorganizmów do zmiennych warunków środowiska jest selekcja mikroorganizmów polegająca na intensywnym rozwoju i dominacji populacji, dla której istniejące w urządzeniu technicznym warunki abiotyczne są najdogodniejsze do wzrostu, określana przez niektórych naukowców jako tzw. adaptacja socjologiczna [Miksch, 1995]. Innym typem przystosowania jest adaptacja fizjologiczna, polegająca na dostosowaniu układu enzymatycznego do specyficznej substancji, której pojawienie się w danym środowisku powoduje powstawanie enzymów indukcyjnych, umożliwiających jej metabolizowanie. Gdy substrat ten zostanie wyczerpany, komórki potomne tracą cechę organizmów rodzicielskich i nie syntetyzują enzymów indukcyjnych, zachowując informację o nich w kodzie genetycznym [Schlegel, 1992]. Przystosowanie może zachodzić również w wyniku mutacji, co ma duże znaczenie podczas oczyszczania ścieków zawierających substancje toksyczne, powodujące selekcję odpowiednich mutantów populacji i wzrost częstości występowania mutacji.

Kaczorek i wsp. (2003) wykazali, że odcieki z fazy kwaśnej fermentacji metanowej przebiegającej na składowisku charakteryzują się bardzo wysoką toksycznością (100% bakterii *Vibrio fisheri* uległo zabiciu), która zmalała (śmierć 20% osobników) wraz z wykorzystywaniem organicznych związków węgla w odciekach i wejściem w stabilną fazę metanogenezy procesu fermentacji metanowej. Bernard i wsp. (1996) przeprowadzali testy toksykologiczne na 27 odciekach ze składowisk przy użyciu jako organizmów testowych przedstawicieli producentów (m.in. *Scenedesmus subspicatus*), konsumentów (m.in. wrotki, *Daphnia magna*) i destruktorów (*Vibrio fisheri* i *Spirostomum ambiguum*). Wykazali oni wysoką toksyczność badanych odcieków na te organizmy. Surmacz-Górska (2001) przeprowadziła badania toksyczności odcieków mające na celu ocenę ich oddziaływania na mieszane populacje bakterii, biorące udział w procesach oczyszczania biologicznego. Podczas pomiarów szybkości zużycia tlenu przez mikroorganizmy osadu czynnego zaobserwowała 3-48% wzrost aktywności oddechowej, na skutek wprowadzenia odcieków do osadu, co świadczyło o braku toksycznego wpływu odcieków na biocenozę osadu czynnego i potwierdziło możliwość ich biologicznego oczyszczania. Wyniki pomiarów aktywności dehydrogenaz mikroorganizmów osadu czynnego metodą TTC potwierdziły rezultaty uzyskane w pomiarach szybkości zużycia tlenu. Żadna dawka odcieków nie spowodowała spadku aktywności dehydrogenaz, a więc ich składniki nie powodowały inhibicji tych enzymów. Autorka wykazała zatem, że ksenobiotyki występują w odciekach w stężeniach nie

powodujących efektu toksycznego w stosunku do mikroorganizmów osadu czynnego, zaś stwierdzenie, że odcieki z wysypisk wykazują wysoką toksyczność w odniesieniu do organizmów żywych jest słuszne jedynie wtedy, gdy testy toksyczności przeprowadzane są tylko przy użyciu jednego organizmu, a nie mieszanych ich populacji. Można więc sądzić, że zabiegi adaptacyjne populacji posiadających zdolności metabolizowania ksenobiotyków występujących w odciekach są przydatne do zwiększania efektywności procesu ich oczyszczania [Surmacz-Górska, 2001].

Oczyszczanie odcieków na drodze biologicznej może być prowadzone zarówno w warunkach tlenowych, jak i beztlenowych.

1.3.5.1. Metody tlenowe

Proces tlenowego oczyszczania ścieków prowadzony jest z wykorzystaniem mikroorganizmów w stanie zawieszonym (komory osadu czynnego) oraz w formie biomasy zimmobilizowanej na różnego typu wypełnieniach (złoża biologiczne). Metoda osadu czynnego stosowana jest zazwyczaj w celu biologicznego utlenienia związków organicznych podatnych na rozkład biologiczny, ale przede wszystkim do biologicznego usuwania azotu [Bae i wsp., 1997; Diamadopoulos i wsp., 1997; Horan i wsp., 1997; Martienssen i Schops, 1997; Klimiuk i Kuligowska, 1999]. Proces może być prowadzony w układach z przepływem ciągłym lub w reaktorach typu SBR, których istotną zaletą jest możliwość wprowadzania wielu modyfikacji technologicznych zarówno w etapie projektowania, jak i podczas eksploatacji. W SBR w czasie doby można realizować oczyszczanie w jednym, dwóch lub więcej cyklach zmieniając objętość doprowadzanych ścieków i regulując czas trwania poszczególnych faz. Możliwe jest również wielokrotne mieszanie i napowietrzanie w pojedynczym cyklu [Klimiuk i Koc-Jurczyk, 2004]. Na podstawie badań przeprowadzonych w USA stwierdzono, że oczyszczanie biologiczne odcieków daje pozytywne rezultaty, pod warunkiem, że wartość stosunku $BZT_5/ChZT$ jest większa niż 0,5, zaś $BZT_5:N:P$ jest w przybliżeniu równy 100:5:1.

Przy zachowaniu optymalnych warunków, a mianowicie hydraulicznym czasie zatrzymania odcieków w komorze osadu czynnego (HRT) wynoszącym 10 dni i obciążeniu komory (B_v) mniejszym niż $0,5 \text{ kg BZT}_5/\text{m}^3 \text{ d}$, uzyskano zmniejszenie wartości BZT_5 , $ChZT$ i OWO powyżej 95% oraz znaczne zmniejszenie zawartości azotu, fosforu i metali oraz kwasowości i zasadowości [Cook, 1974; Uloth i Mavinic 1977, cyt. za Szyca, 2003].

Szyca (1979, cyt.za Szyca, 2003) prowadził badania nad oczyszczaniem odcieków metodą osadu czynnego w układzie statycznym i dynamicznym stosując niskie obciążenia

komory ładunkiem BZT₅ w zakresie 0,01-0,03 kg BZT₅/m³ d, przy HRT równym 5 dni. W tych warunkach uzyskał zmniejszenie wartości ChZT od 24% do 32%. Poddanie odcieków oczyszczonych biologiczne koagulacji dało ok. 79% eliminację ChZT z odcieków. Uygur i wsp. (2004) prowadzili proces oczyszczania odcieków w napowietrzonym reaktorze z osadem czynnym, stosując hodowlę półciągłą. Odcieki o ChZT = 9500 mg O₂/l, były podczyszczane metodą koagulacji poprzedzoną odpedzeniem amoniaku, co pozwoliło na zmniejszenie ChZT do 7000 mg O₂/l. Podczas oczyszczania na drodze biologicznej uzyskano 76% eliminację ChZT i 23% redukcję N-NH₄.

Klimiuk i Kuligowska (1999) przy oczyszczaniu odcieków pochodzących z młodego wysypiska uzyskały 82,9 i 70,6% zmniejszenie wartości ChZT (stężenie początkowe ChZT = 1348 mg O₂/l) w reaktorze typu SBR przy HRT odpowiednio 12 i 2 dni i wieku osadu (Q_x) wynoszącym odpowiednio 58 i 19 dni. Bae i wsp. (1997) uzyskali podobne rezultaty, uzyskując 75-86% obniżenia ChZT, przy wyjściowej wartości 4000-7000 mg O₂/l, w trójstopniowym systemie oczyszczania, złożonym ze złoża denitryfikacyjnego i dwu stopniowego osadu czynnego, przy łącznym HRT = 14 dni.

Klimiuk i Koc-Jurczyk (2004) prowadziły badania nad oczyszczaniem odcieków (ChZT 854 mgO₂/dm³) metodą osadu czynnego w reaktorach SBR z denitryfikacją wtórną przy różnym HRT. Przy jego wartości wynoszącej 2 dni, efektywność usuwania związków organicznych wyniosła 44,6-54,6%, a azotu amonowego 99,4%. Po skróceniu HRT do 1 doby efektywność usuwania substancji oznaczonych ChZT zmniejszyła się do 14%, a azotu amonowego do 98,2%.

Zhou i wsp. (2006) oczyszczali mieszaninę odcieków i ścieków fekalnych w reaktorze SBR pracującym w 24 godz. cyklu, na który składały się fazy: napełniania (2 godz.), mieszania (2 godz.), mieszania i napowietrzania (18 godz.), sedymentacji (1 godz.) i dekantacji (1 godz.), zaś czas zatrzymania osadu (θ_x) wynosił 25 dni. Mieszanina dopływająca do reaktora charakteryzowała się ChZT w wielkości 2 305-6 747 mg O₂/l, BZT₅ 728-2 062 mg O₂/l, N-NH₄ 585-790 mg N-NH₄/l. Autorzy ci uzyskali zmniejszenie wartości ChZT, BZT₅ i N-NH₄, odpowiednio, w 94%, 98% i 99%.

Laitinen i wsp. (2006) prowadzili badania nad oczyszczaniem odcieków (ChZT = 2200 mg O₂/l, BZT₇ = 1300 mg O₂/l, N-NH₄ = 210 mg N-NH₄/l) w reaktorze SBR (21,5 godz. napowietrzania, 2 godz. sedymentacji i 30 min dekantacji) oraz bioreaktorze membranowym MBR (fazy procesu takie, jak w SBR). HRT i θ_x , wynosiły odpowiednio, w SBR 4-9 oraz 10-40 dni, zaś w MBR – 2-5, 35-60 dni. Ścieki odpływające z SBR charakteryzowały się wartością ChZT zmniejszoną o 78%, BZT₇ o 97% i N-NH₄ o 99%, a

zastosowanie MBR zwiększyło usuwanie substancji wyrażonych ChZT i BZT₇ do, odpowiednio, 85% i 99%, nieznacznie zwiększyło się natomiast stężenie azotu amonowego.

Diamadopoulos i wsp. (1997) oczyszczali w reaktorze SBR mieszaninę 10% odcieków i 90% ścieków bytowych, charakteryzującą się ChZT = 1090 mg O₂/l, BZT₅ = 430 mg O₂/l i N-NH₄⁺ = 107 mg N-NH₄/l. Stosowali 4 warianty technologiczne procesu, różniące się czasem trwania faz anoksydacyjnej i tlenowej. Najlepsze efekty usuwania substancji oznaczonych ChZT (85,5%) uzyskali w układzie, w którym przez 3 godz. następowało napełnianie, przez 20 godz. faza tlenowa, a przez 1 godz. sedimentacja i dekantacja. Efektywność usuwania związków oznaczonych BZT₅ (98,3-98,7%) była zbliżona w trzech wariantach, jedynie w SBR pracującym w fazach: 3 godz. napełniania, 6 godz. mieszania, 11 godz. napowietrzania i mieszania, 3 godz. mieszania, 1 godz. sedimentacji i dekantacji, uzyskano 70,8% spadek wartości BZT₅. W tym układzie jednak uzyskano najlepszą (63,2%) efektywność usuwania azotu ogólnego.

Uygur i wsp. (2004), stosując następujące fazy pracy SBR: anaerobowa, anoksydacyjna, tlenowa, anoksydacyjna, tlenowa, uzyskali podczas oczyszczania odcieków o ChZT = 5750 mg O₂/l, 62% redukcję ChZT i 31% redukcję N-NH₄⁺. Po zmieszaniu odcieków ze ściekami bytowymi w stosunku 1:1 i dodaniu do reaktora sproszkowanego węgla aktywnego, wartości te wzrosły, odpowiednio, do 75% i 44%.

Klimiuk i Kuligowska (2006) analizowały wpływ HRT, sposobu napełniania reaktora, czasu trwania faz mieszania/napowietrzania oraz wieku osadu na oczyszczanie odcieków w SBR. Autorki te wykazały, że na współczynnik przyrostu biomasy (Y) i współczynnik obumierania biomasy (k_d) miały wpływ sposób napełniania reaktora SBR i czas trwania fazy mieszania. Współczynnik Y był wyższy, kiedy napełnianie SBR przebiegało podczas reakcji. W badanym procesie był on w zakresie 0,534-0,658 mgVSS/mgChZT. Współczynnik obumierania biomasy (k_d) był najwyższy, gdy podczas prowadzenia procesu nie było anaerobowej fazy mieszania, zaś najniższy, gdy reaktor był napełniany podczas faz mieszania i napowietrzania. Obserwowany współczynnik przyrostu biomasy (Y_{obs}) wzrastał wraz ze spadkiem wartości HRT. Ponadto, wartości Y_{obs} zależały od warunków napowietrzania osadu czynnego. W reaktorach, w których odcieki dozowano podczas faz mieszania i napowietrzania, wartość Y_{obs} zmieniała się od 0,55 mg VSS/mg ChZT (HRT=12 dni) do 0,60 mg VSS/mg ChZT (HRT=2 dni); natomiast po wyeliminowaniu fazy mieszania – od, odpowiednio, 0,04 do 0,32 mg VSS/mg ChZT.

SBRY pracujące w warunkach tlenowych są bardziej wydajne przy krótkim HRT. W tych warunkach, długi wiek osadu i wysokie stężenie biomasy w reaktorach nie powoduje

nadmiernego przyrostu osadu. Długi HRT prowadzić może do zmniejszenia stężenia biomasy w SBR, w wyniku obumarcia komórek. W przeciwieństwie do układów o długim HRT, krótki czas napełniania i prowadzenie procesu z fazą mieszania i napowietrzania wydają się najbardziej korzystne. Mały współczynnik k_d powoduje utrzymywanie osadu czynnego w reaktorze przy umiarkowanym jego przyroście. W warunkach tlenowych, przy ciągłym dozowaniu odcieków i długim HRT, utrzymanie odpowiedniego stężenia osadu czynnego może być trudne. Badania te udowodniły, że przez zmianę warunków napowietrzania w SBR wpływać można na dynamikę produkcji osadu, co ma istotne znaczenie w tej technologii oczyszczania odcieków.

Neczaj i wsp. (2005) badali wpływ procesu wstępnej dezintegracji odcieków na ich oczyszczanie ($\text{ChZT} = 3\,500 \text{ mg O}_2/\text{l}$, $\text{N-NH}_4^+ = 800 \text{ mg N-NH}_4/\text{l}$) w reaktorach SBR. Parametry technologiczne układu były następujące: napełnianie - 0,15 godz., napowietrzanie i mieszanie - 2 godz., mieszanie - 1 godz., sedimentacja - 0,30 godz. i dekantacja - 0,08 godz. Wiek osadu (Θ_x) wynosił 10 dni. Reaktory napełniane były mieszaniną odcieków i ścieków bytowych, w której odcieki stanowiły: 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35 i 40%. Po dodaniu 10% odcieków, uzyskano 85% usuwanie ChZT i ok. 55% azotu amonowego. Dalsze zwiększanie udziału odcieków w zakresie 15-40% spowodowało znaczny spadek efektywności procesu. W drugim etapie badań wspomagano proces biodegradacji poddając odcieki dezintegracji ultradźwiękami przy amplitudzie 8-16 μm . Przy amplitudzie 12 μm , zaobserwowano znaczny stopień usuwania ChZT, wynoszący ponad 90% przy 25% dodatku odcieków i usuwanie azotu amonowego w 70% przy dodatku 5, 10 i 15%. Dalsze zwiększanie amplitudy nie wpłynęło na efektywność procesu.

Surmacz-Górska i wsp. (2001) oczyszczali odcieki o wyjściowym stężeniu $\text{ChZT} = 6548 \text{ mg O}_2/\text{l}$ w układzie SBR uzyskując 75% zmniejszenia ChZT. Wykazali ponadto, że przy niskich wartościach ChZT w odciekach (1000-2000 $\text{mg O}_2/\text{l}$) nityfikacja może być prowadzona bez znacznych zakłóceń. W przypadku wzrostu stężenia ChZT jego biodegradowalna część powoduje zahamowanie nityfikacji i wymaga przedłużenia czasu napowietrzania odcieków.

Welander i wsp. (1997) analizowali wpływ HRT i temperatury na oczyszczanie odcieków ($\text{ChZT} = 800 - 1300 \text{ mg O}_2/\text{l}$, $\text{BZT}_7 = 30 - 140 \text{ mg O}_2/\text{l}$, $\text{N-NH}_4 = 460-600 \text{ mg N-NH}_4/\text{l}$) w reaktorach wypełnionych trzema typami kształtek. Wykazali, że stopień nityfikacji nieznacznie zależy od temperatury. Większy wpływ na nityfikację miał HRT, będąc odwrotnie proporcjonalnym do wydajności tego procesu. Największą efektywność (40g N-

$\text{NH}_4^+/\text{m}^3 \text{ h}$) uzyskano przy temperaturze 20°C i $\text{HRT} = 14$ godz., stosując celulozowe kształtki sześciennie wypełniające reaktor w 10%.

Loukidou (2001) badał oczyszczanie odcieków (wyjściowe wartości ChZT i BZT_5 wynosiły, odpowiednio $5000 \text{ mg O}_2/\text{l}$ oraz $1000 \text{ mg O}_2/\text{l}$) w reaktorze SBR wypełnionym kształtkami z poliuretanu oraz z granulowanego węgla aktywnego. W pierwszym przypadku uzyskał 65% zmniejszenie ChZT i 90% BZT_5 , zaś stosując węgiel aktywny, odpowiednio, 81% i 90%. Obydwa procesy zapewniły wysoką efektywność eliminacji związków azotowych, barwy oraz mętności.

Przy oczyszczaniu odcieków z wykorzystaniem złożeń biologicznych istotny wpływ na skuteczność procesu ma zarówno skład odcieków, jak i typ złoża oraz rodzaj nośnika biomasy. Nad wykorzystaniem złożeń biologicznych do oczyszczania odcieków ze składowisk pracowali m.in. Spengel i Dzombak (1991), Horan i wsp. (1997), Welander i wsp. (1997, 1998) oraz Siegrist i wsp. (1998). Stosowano zarówno złoża zanurzone, zraszane, jak i tarczowe, na których uzyskano bardzo dobre efekty usuwania związków węgla i azotu.

Smith (1995) oczyszczał odcieki o wartości $\text{ChZT} = 3628 \text{ mg O}_2/\text{l}$, na złożu tlenowym wypełnionym polietylenowymi kształtkami zaszczerpionymi osadem czynnym pochodzącym z tlenowego reaktora oczyszczającego ścieki przemysłowe, uzyskując 76% obniżenie ChZT . Imai i wsp. (1995) dozowali odcieki charakteryzujące się stężeniem rozpuszczonego węgla organicznego wynoszącym 133 mg C/l , do złoża tlenowego wypełnionego węglem aktywnym (proces BACFB). Przy HRT wynoszącym 24 godz., uzyskano 42% eliminację węgla organicznego, a przy $\text{HRT}=96$ godz., odpowiednio, 58%. Zastosowanie w złożach zraszanych jako nośnik biomasy pianki z tworzywa sztucznego, o dużej powierzchni, porowatości i zdolności do absorpcji, pozwoliło Jowettowi (1999) na uzyskanie zmniejszenia BZT_5 w granicach 96% (wyjściowa wartość $453 \text{ mg O}_2/\text{l}$), ChZT 80% (jak obok $767 \text{ mg O}_2/\text{l}$), azotu Kiejdała 90% (jak obok 99 mgN/l) i azotu całkowitego w 50% (jak obok 101 mg N/l). Na złożu zatrzymywane były też jony metali ciężkich. Metoda oczyszczania odcieków z zastosowaniem biocenozy immobilizowanej na nośnikach jest często wykorzystywana ze względu na to, iż zapewnia utrzymanie w reaktorze dużego stężenia biomasy oraz większą odporność mikroorganizmów unieruchomionych na nośniku na zmiany środowiskowe i działanie substancji toksycznych [Miksch, 1995]. Wadą tych systemów jest koszt nośników, zaś w przypadku oczyszczania ścieków o wysokim stężeniu azotu amonowego, konieczność utrzymywania wysokiego stężenia tlenu rozpuszczonego w celu uzyskania maksymalnej szybkości nityfikacji [Welander i wsp. 1998]. Ponadto pełne usunięcie utlenionych form azotu (NO_2 , NO_3) w procesie denityfikacji wymaga dodatkowego wprowadzenia

zewnętrznego źródła węgla organicznego, co zwiększa koszty procesu oczyszczania [Surmacz-Górska, 2001].

Surmacz-Górska (2001) dokonała porównania różnych systemów biologicznego oczyszczania odcieków. Najlepsze efekty usuwania zanieczyszczeń organicznych – obniżenie ChZT średnio 84,5%, przy początkowej wartości ChZT = 1417-2711 mg O₂/l – autorka uzyskała w przypadku biomasy immobilizowanej na nośniku ruchomym i denitryfikacji wyprzedzającej. Metoda osadu czynnego zespolonego z modulem ultrafiltracyjnym dała 75% spadek wartości ChZT, zaś system z biomasą immobilizowaną na nośniku ruchomym w połączeniu z denitryfikacją w osadzie recykulowanym – 71,8%. Gorsze rezultaty, średnio 52% usunięcie zanieczyszczeń organicznych, uzyskano w przypadku złoża tarczowego. Nie zanotowano istotnych różnic między omawianymi systemami w sprawności usuwania azotu amonowego, która osiągała wartość przekraczającą 90%, przy wyjściowym stężeniu wynoszącym 415-1540 mgN/l. Uzyskane wartości szybkości nityfikacji były najwyższe w systemie z denitryfikacją wyprzedzającą. [Surmacz-Górska, 2001].

1.3.5.2. Metody beztlenowe

Betzlenowe biologiczne oczyszczanie odcieków stosowane jest przede wszystkim w odniesieniu do odcieków pochodzących z młodych składowisk i prowadzone jest w komorach fermentacji metanowej lub w złożach beztlenowych. Istota rozkładu zanieczyszczeń organicznych polega na fermentacji metanowej, podobnie do zachodzącej w odpadach składowanych na składowiskach, zaś końcowymi produktami są: metan, dwutlenek węgla, biomasa mikroorganizmów i siarczki metali ciężkich. Przyjmuje się, że minimalną wartością BZT₅ odcieków, przy której przebiega proces beztlenowego oczyszczania jest 1 000 - 1 500 mg O₂/dm³ [Hartmann, 1996, cyt. za Surmacz-Górska, 2001], ale są doniesienia, że zadowalające efekty można uzyskać już przy ChZT wynoszącym 800 mg O₂/dm³ i stosunku BZT₅/ChZT > 3 [Kettunen, 1998].

Badania prowadzone przez Boyle'a i wsp. (1974 cyt. za Szycc, 2003) wykazały, że fermentacja w temperaturze 23-30°C, trwająca 10; 12,5; 15 lub 27 dni, dała zmniejszenie ChZT o 92-99%. Stosunek BZT₅/ChZT był wówczas większy niż 0,5, a obciążenie komory było w granicach 0,85-1,05 kg ChZT/m³.d.

Timur i Ozturk (1997) oraz Kettunen i Rintala (1998) uzyskali 70-80% zmniejszenie wartości ChZT (wyjściowa wartość = 1900-3100 mg O₂/l) i ponad 90% - BZT₅ (wyjściowo, 1200-1900 mg O₂/l).

Moon i wsp. (1997) analizowali wpływ temperatury na proces biodegradacji w reaktorze anaerobowym, poddając temu procesowi odcieki o ChZT = 7000 mg O₂/l. Przy HRT = 2 dni, w temperaturze 25, 35 i 55°C uzyskali, odpowiednio, 56%, 64% i 70% obniżenie wartości ChZT.

Lin (1999) oczyszczając odcieki w reaktorze beztlenowym z pełnym wymieszaniem typu CSTR (completely stirred tank reactor), przy $\theta = 20$ d i B_v wynoszącym 0,315 kgChZT/m³ d uzyskali 86% redukcję ChZT (początkowa wartość 1941 mg O₂/l) i 69% redukcję stężenia azotu amonowego, którego wartość w odciekach surowych wynosiła 151 mg N-NH₃/l.

Henry i wsp. (1987) podczas procesu oczyszczania odcieków w złożu wypełnionym kształtkami granitowymi (ChZT = 14000 mg O₂/l) uzyskali 90% redukcję ChZT.

Timur i wsp. (1999) badali rozkład zanieczyszczeń zawartych w odciekach charakteryzujących się ChZT = 16 000 – 20 000 mg O₂/l, za pomocą anaerobowego reaktora SBR (ASBR), zwiększając HRT z 1,5 do 10 dni. Autorzy ci uzyskali eliminację związków organicznych oznaczonych ChZT wynoszącą 64-85%, z czego 83% zostało przekształcone w metan. Ci sami autorzy [Timur i wsp., 1997] porównali proces zachodzący w ASBR i na hybrydowym złożu anaerobowym, przy HRT wynoszącym, odpowiednio, 1,5 – 10 i 0,9 – 5,1 dni. Uzyskali oni, odpowiednio, 73,9% i 81,4% usuwanie OWO (początkowe stężenie 4 550 – 6 000 mg C/l). Konkludują oni, że obydwa typy reaktorów zapewniają wydajne oczyszczanie odcieków pochodzących z młodych składowisk, ale prowadzenie procesu w reaktorze ASBR jest dużo bardziej opłacalne ekonomicznie.

Kennedy i wsp. (2000) porównali wydajność procesu przeprowadzanego w reaktorze ASBR i w UASB. W tej ostatniej metodzie wykorzystano aktywny, zgranulowany osad jako nośnik biomasy, nadający jej dobre własności sedymentacyjne i zapewniający utrzymanie dużej ilości biomasy w reaktorze niezależnie od wielkości HRT. Przy takiej samej wartości tego parametru, wynoszącej 12, 18 i 24 dni, i ChZT = 1120-3520 mg O₂/l, dla obu badanych typów reaktorów uzyskano zbliżone wyniki usuwania zanieczyszczeń z odcieków, a mianowicie 71%-92% eliminacja ChZT (ASBR) i 77%-91% (UASB).

Garcia i wsp. (1996) prowadzili proces oczyszczania odcieków charakteryzujących się ChZT = 10 000 – 64 000 mg O₂/l w reaktorze UASB w temperaturze 15-20°C oraz 35°C. W pierwszym przypadku uzyskali 86% usuwanie ChZT, w drugim zaś – 83%.

Calli i wsp. (2006) porównywali efektywność oczyszczania odcieków o ChZT = 12 350 – 47 800 mg O₂/l, w trzech beztlenowych reaktorach: złożu przepływowym, reaktorze

UASB oraz w reaktorze hybrydowym. Po 181 dniach efektywność usuwania ChZT w każdym z tych reaktorów wynosiła ok. 80%.

Chang (1989) do oczyszczania odcieków (ChZT w dopływie wynosiło 11 700 mg O₂/l) stosował przepływowy, hybrydowy reaktor anaerobowy wykorzystujący kombinację złoża biologicznego zaszczipionego osadem i filtru. Przy HRT = 8dni i Bv < 13 kg ChZT/m³d oraz 21,77 kg ChZT/m³d, uzyskał, dla podanych wartości Bv, odpowiednio, 92% i 70% usuwanie ChZT.

Surmacz-Górska (2000) zwraca jednak uwagę na to, że beztlenowe oczyszczanie odcieków ze składowisk odpadów niesie za sobą liczne niedogodności, m.in.:

- spadek efektywności beztlenowego oczyszczania wraz z rozpoczęciem się metanogennej fazy rozkładu składowanych odpadów, co prowadzi do konieczności zastąpienia procesu beztlenowego procesem tlenowym, gdy faza metanogenna zaczyna dominować w składowisku;
- bardzo ograniczone usuwanie azotu amonowego;
- dużą wrażliwość tych metod na zmiany czynników środowiskowych oraz substancje toksyczne [Edeline, 1987; Sung i wsp., 1997, cyt. za Surmacz-Górska, 2001].

1.3.5.3. Metody tlenowo-beztlenowe

Boyle i Ham (1974) oraz Chian i De Walle (1976) - cyt. za Szyc (2003) prowadzili proces oczyszczania odcieków o wartości stosunku BZT₅/ChZT wynoszącej ok. 0,2 w warunkach aerobowo-beztlenowych. Ścieki poddawano rozkładowi na drodze tlenowej w komorze osadu czynnego, a następnie odpływ kierowano do beztlenowej komory fermentacyjnej lub złoża beztlenowego. Przy HRT 1; 5 i 7 dni uzyskano odpowiednio 22%, 37% i 40% obniżenie ChZT.

Welander i wsp. (1998) prowadzili proces oczyszczania odcieków (ChZT = 800 – 2 000 mg O₂/l, N_{NH4} = 400 – 800 mg N-NH₄/l, N_{nieorg.} = 50 mg N/l) w reaktorze tlenowym wypełnionym w 60% kształtkami (HRT = 3-4 dni), a następnie odcieki przepompowywane były do reaktora anoksycznego (HRT = 2,5 dni), mieszanego mechanicznie, wypełnionego kształtkami w 40%, z zewnętrznym źródłem węgla. Uzyskano wówczas 99% usuwanie azotu nieorganicznego i spadek wartości ChZT o 20%.

Kettunen i wsp. (1996) badali proces oczyszczania odcieków w reaktorze UASB, a następnie poddawali je tlenowemu procesowi z wykorzystaniem metody osadu czynnego. W reaktorze UASB, w temperaturze 11°C przy HRT = 1,2 – 2 dni, ChZT w wyjściowym

stężeniu 1 000 – 4 000 mg O₂/l usuwane było w 60-65%, zaś w temperaturze 24°C przy HRT=10 godz. w 75%. Po procesie tlenowym eliminacja ChZT była większa a.m. 80-90%.

Agdag i wsp. (2005) poddawali odcieki (o wyjściowej wartości ChZT wynoszącej 5 400 – 20 000 mg O₂/l, N-NH₄ = 258 – 679 mg N-NH₄/l) oczyszczone w reaktorze UASB procesowi tlenowego rozkładu w CSTR. Podczas procesu beztlenowego (HRT = 1,25 dni) nastąpił 79% spadek ChZT, po procesie tlenowym (HRT = 4,5 dni) zaś odnotowano 98% obniżenie wartości ChZT i 99,6% zmniejszenie stężenia azotu amonowego.

Zaloum i Abott (1997) oczyszczali odcieki w beztlenowej lagunie, a następnie kierowali je do reaktora SBR o HRT = 3,2 dni. Podczas pierwszego procesu uzyskano 84% obniżenie wartości ChZT (stężenie początkowe 12 760 mg O₂/l) i 79% BZT₅ (początkowo 4 995 mg O₂/l), a wykorzystanie SBR do biologicznego oczyszczania odcieków odpływających z laguny zwiększyło te wartości do 94% i 99%.

Imai i wsp. (1993) zastosowali proces MAACFB (złóże fluidalne z węglem aktywnym i zawieszonymi mikroorganizmami). Proces ten przebiegał w dwóch złożach: beztlenowym i tlenowym. Uzyskano 60% usunięcie organicznych substancji refrakcyjnych (początkowe ChZT_{Mn} = 131 mg O₂/l) i 70% usunięcie azotu całkowitego (stężenie azotu w odciekach wynosiło 214 mgN/l).

1.3.6. Zintegrowane metody oczyszczania odcieków

Oczyszczanie biologiczne odcieków powoduje głównie usuwanie zanieczyszczeń organicznych, zawiesiny i bardzo wysokich stężeń azotu amonowego, nadal jednak pozostają nieusunięte inne zanieczyszczenia, takie jak m.in. zasolenie oraz związki chlorowcopochodne (AOX). Dlatego zalecane jest stosowanie kombinowanych metod oczyszczania odcieków, na przykład:

- recyrkulacja odcieków na złożo odpadów + oczyszczanie biologiczne z nityfikacją/denitryfikacją + adsorpcja na węglu aktywnym + strącanie chemiczne + obróbka osadów;
- recyrkulacja odcieków na złożo odpadów + dwustopniowa odwrócona osmoza + odparowanie koncentratu + obróbka odpadów i kondensatu;
- oczyszczanie biologiczne z nityfikacją/denitryfikacją + jedno- lub dwustopniowa odwrócona osmoza + odparowanie koncentratu + obróbka oparów i kondensatu.

Z badań nad oczyszczaniem odcieków w Niemczech wynika, że najefektywniejszym jest trzeci z przytoczonych powyżej wariantów technologicznych. W badanych odciekach uzyskano: ponad 100-400-krotne obniżenie wartości ChZT, 10-200-krotne AOX, 50-200-

krotne BZT₅, 100-400-krotne azotu ogólnego i 10-krotne cynku [Sebastian, Górniewski, Szpadt, 1999, cyt. za Rosik-Dulewska, 2006]. Działa tam ok. 100 instalacji do oczyszczania ścieków, z czego ponad 60% posiada część biologiczną jako pierwszą fazę oczyszczania, zaś w 15 instalacjach drugim procesem jest chemiczne utlenianie [Steenen, 1997]. W Billigheim odcieki oczyszczane są najpierw w dwu reaktorach biologicznych, gdzie zachodzi nityfikacja i denityfikacja, następnie kierowane są na moduły ultrafiltracyjne, po których proces oczyszczania jest kontynuowany w postaci adsorpcji na węglu aktywnym [Staab i wsp., 1999, cyt. za Surmacz-Górska, 2001]. W Wielkiej Brytanii działa ponad 40 instalacji, prawie połowa z nich wykorzystuje procesy biologiczne takie jak reaktory SBR i oczyszczalnie trzcinowe, z których odpływy poddawane są następnie ozonowaniu [Kowalik i wsp., 1995, Robinson, 1999 cyt. za Surmacz-Górska, 2001].

Sheng i wsp. (2000) badali oczyszczanie odcieków składowiskowych (ChZT = 2 000 mg O₂/l) za pośrednictwem kombinowanej metody elektro-Fentona wspomaganą chemiczną koagulacją oraz oczyszczaniem w reaktorze SBR. Chemiczna koagulacja pozwoliła na usunięcie 51% ChZT i barwy, proces elektro-Fentona zwiększył efektywność usuwania ChZT do 85%, a oczyszczanie biologiczne w reaktorze SBR do 92%.

Bae i wsp. (1999) stosowali łączoną metodę osadu czynnego i poddawania odcieków działaniu strumieniem elektronów. W wyniku tych procesów odcieki charakteryzujące się ChZT = 3130 mg O₂/l i BZT₅ 1370 mg O₂/l, zostały oczyszczone z następującą efektywnością: ChZT = 70%, BZT₅ = 98%, węgiel organiczny = 72%.

Na podstawie przeprowadzonych badań, Surmacz-Górska (2001) wykazała możliwość skutecznego oczyszczania odcieków za pomocą skojarzonych procesów biologicznych i chemicznych. Dla odcieków o BZT₅/ChZT > 0,5 najlepsze wyniki uzyskano w systemie, w którym biologiczną część stanowił proces osadu czynnego z denityfikacją wyprzedzającą i zastosowaniem immobilizowanych na ruchomym nośniku mikroorganizmów oraz dodatkową denityfikacją wtórną z zastosowaniem zewnętrznego źródła węgla organicznego. Dla odcieków o BZT₅/ChZT < 0,5 podobne efekty można uzyskać w klasycznym układzie: osad czynny, denityfikacja wtórną z zewnętrznym źródłem węgla organicznego, a następnie z zastosowaniem kosztownego procesu Fentona lub napowietrzania z siarczanem żelaza. Metody te pozwalają jedynie oczyścić odcieki w stopniu odpowiednim do ich odprowadzenia do kanalizacji ogólnospławnej. Autorka stwierdziła, że najlepszym rozwiązaniem jest zastosowanie oczyszczalni kontenerowej, którą można łatwo modernizować w trakcie eksploatacji, a po jej zakończeniu przenieść na nowe składowisko. Rozwiązanie to umożliwi elastyczne zmienianie technologii oczyszczania wraz ze zmianą składu odcieków, co pozwoli

na przykład na zmniejszenie objętości biologicznej części oczyszczalni lub powiększenie ilości reaktorów chemicznego oczyszczania, gdy wzrośnie w odciekach zawartość związków refrakcyjnych. W tabelach 1.11 i 1.12 zestawiono stosowane metody biologicznego oczyszczania odcieków składowiskowych wraz z podaniem skuteczności usuwania głównych ich zanieczyszczeń.

Tabela 1.11. Zestawienie skuteczności usuwania zanieczyszczeń z odcieków ze składowisk odpadów z zastosowaniem tlenowych metod biologicznego oczyszczania według różnych autorów

Table 1.11. Effectiveness of the contaminations removal from the municipal landfill leachates by the aerobic methods of biological treatment, according to different authors

Rodzaj metody	Charakterystyka fizykochemiczna dopływu	Parametry technologiczne procesu	Skuteczność usuwania, %	Autor, rok
1.	2.	3.	4.	5.
Układ przepływowy	ChZT = 15800 mgO ₂ /l	HRT = 10 d HRT = 5 d T = 35°C B _V = 21,7 kg ChZT/m ³ d	ChZT 97%, ChZT 46,5% ChZT 67,9%	Cook, Foree 1974
	ChZT = 5518 mgO ₂ /l BZT ₅ = 3670 mgO ₂ /l wiek składowiska 2 lata	T = 10°C HRT = 10 d	ChZT 92% BZT ₅ > 98%	Robinson, Maris 1983
	ChZT = 2000-2600 mgO ₂ /l	B _V = 1150 mg OWO/l d B _V = < 450 mg OWO/l d	OWO 74% OWO > 83%	Martienssen i wsp. 1988
SBR	ChZT = 1090 mgO ₂ /l BZT ₅ = 430 mgO ₂ /l N-NH ₄ = 107 mg/l TKN = 133 mg/l	N 3h +O ₂ , 20h S+D 1h N 3h -O ₂ , 3h +O ₂ , 17h S+D 1h N 3h -O ₂ , 6h +O ₂ , 14h S+D 1h N 3h -O ₂ , 6h +O ₂ , 11h -O ₂ , 3h S+D 1h	BZT 99%, ChZT 85% BZT 99%, ChZT 82% BZT 98%, ChZT 79% BZT 71%, ChZT 68%	Diamadopoulos i wsp. 1997
	ChZT = 5750 mgO ₂ /l N-NH ₄ = 180 mg/l P-PO ₄ = 65 mg/l	N/-O ₂ /+O ₂ /-O ₂ /+O ₂ (1h/1h/2h/1h/2h)	ChZT 62% N-NH ₄ 31%	Uygun, Kargi 2004
	ChZT = 5077 mgO ₂ /l BZT ₅ = 1560 mgO ₂ /l N-NH ₄ = 727 mg/l N _{org} = 929 mg/l wiek składowiska 7 lat	N 2h -O ₂ , 2h +O ₂ , 18h S 1h D 1h	ChZT 93,7% BZT 98,3% N-NH ₄ 99,2% N _{org} 84,7%	Zhou i wsp. 2005
	ChZT = 3500 mgO ₂ /l N-NH ₄ = 800 mg/l	N 0.15h +O ₂ , 2h -O ₂ , 1h S 0,3h D 0,08h 10% odcieków Sonifikacja 8μm + 15% odcieków Sonifikacja 10μm + 15% odcieków Sonifikacja 12μm + 15% odcieków	ChZT 85% ChZT 85% ChZT 90% ChZT 90%	Neczaj i wsp. 2005
	ChZT = 1380 mgO ₂ /l BZT/ChZT = 0,39	-O ₂ , 3h +O ₂ , 18h S 2,75h D 0,25h HRT = 2-12 d wiek osadu = 11-33 d HRT = 2-12 d wiek osadu = 11- 20 d	ChZT 77-83% BZT, 97-99% ChZT 76-80% BZT, 97-99%	Kuligowska i wsp. 2006
	ChZT = 230-2200 mgO ₂ /l BZT ₅ = 300-1300 mgO ₂ /l N-NH ₄ = 90-210 mg/l	+O ₂ 21,5h -O ₂ , 2h S+D 0,5h HRT _{SBR} = 4-9 d HRT _{MBR} = 2-5 d	BZT > 97% N-NH ₄ 99,5%	Laitinen i wsp. 2006
Chemiczna koagulacja + r. Fentona (F) + SBR	ChZT = 2000 mgO ₂ /l	+O ₂ , 9h S 2,8h D 0,2h	ChZT 80% po F ChZT 89% po F+SBR	Sheng i wsp. 2000

Tabela 1.11. c.d.

Table 1.11. cont.

1.	2.	3.	4.	5.
Reaktor z kształtkami	ChZT = 800-1300 mgO ₂ /l BZT ₇ = 30-140 mgO ₂ /l N-NH ₄ = 460-600 mg/l wiek 20 lat	8 mm rurki z PE T=15-20°C HRT=2-4d 10 mm kształtki T=15-20°C HRT=2-4,3d 3 mm sześciiany T=20°C HRT=0,4-0,9d	nitryf.93-97% nitryf.94-99% nitryf.90-99,6% ChZT 20-30%	Welander i wsp. 1997
	ChZT = 800-2000 mgO ₂ /l BZT ₅ = 30-140 mgO ₂ /l N-NH ₄ = 400-800 mg/l wiek składowiska 20 lat	1. Reaktor do nitryfikacji HRT=3-4 d 2. Reaktor do denitryfikacji HRT = 2,5 d	ChZT 20% N _{og} 90%	Welander i wsp. 1998
Złoże zraszane	ChZT = 2000-2600 mgO ₂ /l	Bv = 300 mg OWO/l d Bv = < 125 mg OWO/l d	OWO 59% OWO > 85%	Martienssen i wsp. 1995
Złoże biologiczne doszczepiane	ChZT = 1438 mgO ₂ /l N-NH ₄ = 600 mg/l	Organizmy Złoże z zaszczepieniem	ChZT 10-40% ChZT 95%	Aichong i wsp. 2001
Złoże fluidalne	ChZT = 2000-2600 mgO ₂ /l	Bv = 4200 mg OWO/l d Bv = < 450 mg OWO/l d	OWO 84% OWO > 94%	Martienssen i wsp. 1995
Złoże obrotowe	ChZT = 9254 mgO ₂ /l BZT ₅ = 5340 mgO ₂ /l	Bv = 2,8 kg ChZT/m ³ d HRT = 2,9 d	ChZT 86% BZT ₅ 95%	Vicevic i wsp. 1988
MAACFB	ChZT _{Mn} = 131 mgO ₂ /l BZT ₅ = 12 mgO ₂ /l WO = 109 mg/l N-NH ₄ = 181 mg/l		WO 49% N-NH ₄ 60%	Imai i wsp. 1993
BACFB	ChZT _{Mn} = 86-221 mgO ₂ /l BZT ₅ = 1-26 mgO ₂ /l WO = 81-157 mg/l	HRT = 24 h HRT = 96 h	WO 42% WO 58%	Imai i wsp. 1994
Osad czynny + strumień elektronów	ChZT = 3130 mgO ₂ /l BZT ₅ = 1370 mgO ₂ /l WO = 1030 mg/l		ChZT 70% BZT ₅ 98% WO 71%	Bac i wsp. 1999
Laguny napowietrzane	ChZT = 5518 mgO ₂ /l BZT ₅ = 3670 mgO ₂ /l	Bv = 0,3 kg ChZT/m ³ d HRT = 30 d	ChZT 97,2%	Robinson, Grantham 1988
	b.d.	T = 10°C Bv = 0,21 kg BZT ₅ /m ³ d T = 10°C Bv = 1,0 kg BZT ₅ /m ³ d	ChZT 96%, BZT ₅ 99,5% ChZT 87,3% BZT ₅ 95,2%	Ehrig, Stagman 1992

Objaśnienia: N – napelnianie; -O₂ - faza beztlenowa; +O₂ - faza tlenowa; S – sedimentacja; D - dekantacja

Tabela 1.12. Zestawienie skuteczności usuwania zanieczyszczeń z odcieków ze składowisk odpadów z zastosowaniem tlenowych metod biologicznego oczyszczania według różnych autorów

Table 1.12. Effectiveness of the contaminations removal from the municipal landfill leachates by the anaerobic methods of biological treatment, according to different authors

Rodzaj metody	Charakterystyka fizykochemiczna dopływu	Parametry technologiczne procesu	Skuteczność usuwania, %	Autor, rok
1.	2.	3.	4.	5.
Złoże beztlenowe	ChZT = 14000 mgO ₂ /l BZT ₅ = 9800 mgO ₂ /l	B _x = 1,26-1,45 kg ChZT/m ³ d	ChZT 90%	Henry, Prasad, Young 1987
	ChZT = 19480 mgO ₂ /l wiek składowiska 15 lat	B _v = 5,2 kg ChZT/m ³ d HRT = 4,2 d	ChZT 91%	Kennedy i wsp. 1988
	ChZT = 14000 mgO ₂ /l wiek 15 lat	B _v = 1,8-14,5 kg ChZT/m ³ d HRT = 1,5-4 d	ChZT 95,8-96,3%	Kennedy i wsp. 1988
	ChZT = 19480 mgO ₂ /l wiek składowiska 15 lat	B _v = 14,7 kg ChZT/m ³ d HRT = 1,5 d	ChZT 92,8%	Kennedy i wsp. 1988
	ChZT = 58 400 mgO ₂ /l BZT ₅ = 40000 mgO ₂ /l	B _v = 13 kg ChZT/m ³ d	ChZT 86%	Chang 1989
	ChZT = 9254 mgO ₂ /l BZT ₅ = 5340 mgO ₂ /l	B _v = 1,5 kg ChZT/m ³ d HRT = 5,8 d	ChZT 72% BZT,80%	Vicevic i wsp. 1992
reaktor ASBR	ChZT = 22750 mgO ₂ /l	B _v = 1,1-2,8 kg ChZT/m ³ d HRT = 8-21	ChZT 92%	Lin 1991
	OWO = 546-5770 mgOWO/l wiek składowiska 3,5 lat	HRT = 1,5-10 d	OWO 73,9%	Timur, Ozturk 1997
	ChZT = 15940 mgO ₂ /l wiek składowiska 3,5 lat	B _v = 9,4 kg BZT ₅ /m ³ d	ChZT 64%	Timur, Ozturk 1999
reaktor ASBR	ChZT = 3800 mgO ₂ /l wiek składowiska 3,5 lat	B _v = 0,4 kg BZT ₅ /m ³ d	ChZT 85%	Timur, Ozturk 1999
	ChZT = 3210-9190 mgO ₂ /l	HRT = 24 h	ChZT 86% 99% LKT	Kennedy, Lentz 2000
reaktor USAB		B _v = 10,7 kg ChZT/m ³ d	ChZT 60%	Menovich, Alberts 1986
	ChZT = 22070 mgO ₂ /l BZT ₅ = 140760 mgO ₂ /l	B _v = 11 kg ChZT/m ³ d HRT = 1,8 d	ChZT 82,5% BZT ₅ ,84,7%	Blakey i wsp. 1992
		B _v = 6,8 kg ChZT/m ³ d HRT = 2,4 d	ChZT 88%	Bermueta i wsp. 1992
		OLR = 32000 g ChZT/m ³ T = 35°C	ChZT 86%	Garcia, Rico, Garcia 1996
		OLR = 15000 g ChZT/m ³ T = 15-20°C	ChZT 82,9%	Garcia, Rico, Garcia 1996
	ChZT = 3210-9190 mgO ₂ /l	HRT = 12 h	ChZT 77% BZT,89%	Kennedy, Lentz 2000
	ChZT = 2300-4000 mgO ₂ /l BZT ₅ = 1100-2900 mgO ₂ /l wiek składowiska 10 lat	HRT = 1,5-2 d T = 11°C OLR = 0,7-1,5 kg ChZT/m ³ d	ChZT 60-65%	Kettunen i wsp., 1996
	ChZT = 2300-4000 mgO ₂ /l BZT ₅ = 1100-2900 mgO ₂ /l wiek składowiska 10 lat	HRT = 10 h T = 24°C OLR = 10 kg ChZT/m ³ d	ChZT 75%	Kettunen i wsp., 1996
	ChZT = 5400-20000 mgO ₂ /l	HRT = 1,25 d OLR = 4,3 - 16 kg/m ³	ChZT 58-79%	Agdag i wsp., 2005

Tabela 1.12. c.d.

Table 1.12. cont.

1.	2.	3.	4.	5.
Złoże beztlenowe, reaktor hybrydowy, UASB	ChZT = 12350-47800 mgO ₂ /l	OLR = 1,3 – 23,5 kgChZT/l	ChZT 75-95%	Calli, i wsp. 2006
AHBF	OWO = 1250-4490 mgOWO/l wiek składowiska = 3,5 lat	HRT = 0,9 – 5,1 d	OWO 81,4%	Timor, Ozturk 1997
UAR + SBF	ChZT = 11700 mgO ₂ /l	ORL = 21,77 kgChZT/l HRT = 8 d	ChZT 70%	Lin 1991
	ChZT = 11700 mgO ₂ /l	ORL = 13 kgChZT/l HRT = 8 d	ChZT 92%	Lin 1991
Fermentacja metanowa		Bv = 0,85 – 1,05 kg ChZT/m ³ ·d	92-99%	Boyle, Ham 1974
Beztlenowy reaktor w warunkach połowych	ChZT = 7000 mgO ₂ /l	Bv = 0,78 – 4,2 g/l·d HRT = 2 d T = 25°C T = 35°C T = 55°C	ChZT 56% ChZT 64% ChZT 70%	Moon i wsp., 1997

1.4. Uzasadnienie podjęcia tematu pracy

Z przedstawionego przeglądu piśmiennictwa widać, że z uwagi na występowanie w odciekach ze składowisk odpadów licznych zanieczyszczeń chemicznych i mikrobiologicznych, problem opracowania skutecznych metod ich oczyszczania jest niezwykle aktualny. Z uwagi na złożoność składu chemicznego odcieków, powinny być brane pod uwagę skojarzone metody chemiczne i biologiczne.

Skuteczność metod biologicznych zależy głównie od składu chemicznego odcieków, w tym stężenia związków organicznych i ich podatności na rozkład określony stosunkiem $BZT_5/ChZT$ lub $ChZT/BZT_5$, stężenia związków azotu i fosforu oraz metali ciężkich. Na ich wartości w odciekach wpływ ma wiek składowiska. Stąd, metody biologiczne są głównie przydatne do oczyszczania odcieków pochodzących z młodych składowisk, w których związki organiczne występują w postaci związków łatwo biodegradowalnych. Klasyczne metody osadu czynnego i złóż biologicznych stosowane nawet do oczyszczania odcieków pochodzących z młodych składowisk nie zapewniają pełnego usunięcia z nich zanieczyszczeń chemicznych i biologicznych. Dlatego w ostatnich latach zwraca się dużą uwagę na wykorzystanie do tego celu metody osadu czynnego w reaktorach SBR. Zaletą reaktorów SBR jest możliwość wprowadzenia modyfikacji technologicznych w trakcie eksploatacji, takich jak zmiany czasu trwania poszczególnych faz, długości trwania cyklu pracy czy sposobu doprowadzania ścieków [Ketchum, 1997]. Charakteryzują się również małą wrażliwością na obecność substancji toksycznych, prostotą obsługi, wysoką jakością ścieków oczyszczonych, optymalnym zużyciem energii i małą powierzchnią w stosunku do reaktorów przepływowych.

Dla opracowania właściwej strategii usuwania zanieczyszczeń mikrobiologicznych z odcieków w procesie ich oczyszczania metodami biologicznymi niezbędna jest znajomość dynamiki usuwania w tych procesach mikroorganizmów chorobotwórczych i potencjalnie chorobotwórczych, względnie ich akumulacji w biocenozie. Wyniki badań w tym zakresie pozwolą na uwzględnienie w procedurze utylizacji odcieków zabiegów mających na celu eliminację tych mikroorganizmów zarówno z oczyszczonych odcieków, jak i wytworzonej nadmiernej biomasy (np. osadu czynnego) przeznaczonej do wykorzystania rolniczego.

Teza: W procesie oczyszczania odcieków w reaktorze SBR, pomimo, iż następuje efektywna eliminacja zanieczyszczeń pod względem chemicznym, to odcieki mogą zawierać mikroorganizmy chorobotwórcze stanowiące zagrożenie sanitarne dla środowiska. W osadzie czynnym zachodzi akumulacja mikroorganizmów w ilościach dyskwalifikujących jego wykorzystanie w rolnictwie.

Podjęte badania w celu udowodnienia tej tezy były rozwinięciem tematyki badawczej realizowanej w latach 2003-2006 w Instytucie Systemów Inżynierii Środowiska na Wydziale Inżynierii Środowiska PW w ramach Grantu MNiI Nr. 4T09D 01725 pt. „Migracja organizmów potencjalnie chorobotwórczych i zanieczyszczeń chemicznych w odciekach z odpadów komunalnych w określonych warunkach gruntowo-wodnych”, w którym określono m.in. zarówno skład chemiczny odcieków, jak i wytypowano mikroorganizmy chorobotwórcze będące wskaźnikami stopnia zanieczyszczenia odcieków pod względem sanitarnym. W niniejszej pracy przeanalizowano zmiany liczebności tych mikroorganizmów w odciekach poddawanych oczyszczaniu w SBR, odciekach oczyszczonych i w osadzie czynnym w zależności od parametrów technologicznych procesu i skuteczności usuwania zanieczyszczeń chemicznych. Badania w tym zakresie nie były dotąd prowadzone zarówno w kraju, jak i za granicą. Uzyskane wyniki badań w zamyśle autora stanowić miały podstawę do podania sugestii odnośnie technologii:

- oczyszczania odcieków w SBR w sposób zapewniający zrównoważony rozwój biocenozy osadu czynnego, gwarantujący wysoką efektywność procesu usuwania zanieczyszczeń występujących w odciekach, oraz
- utylizacji powstających w tym procesie odpadów płynnych i stałych (ścieki oczyszczone, nadmierna biomasa) w sposób zabezpieczający środowisko przed zanieczyszczeniem mikroorganizmami stanowiącymi zagrożenie sanitarne.

2. CZĘŚĆ DOŚWIADCZALNA

2.1. Cel badań

Celem badań było określenie efektywności usuwania wybranych grup mikroorganizmów chorobotwórczych i potencjalnie chorobotwórczych w procesie oczyszczania odcieków w mieszaninie ze ściekami komunalnymi w reaktorze SBR w zależności od parametrów technologicznych procesu i skuteczności usuwania zanieczyszczeń chemicznych.

2.2. Zakres badań

Zakres badań obejmował określenie:

- czasu trwania kolejnych faz cyklu pracy reaktora;
- dynamiki kształtowania się biocenozy osadu czynnego przy różnych wartościach obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń organicznych;
- efektywności usuwania w procesie oczyszczania odcieków wybranych grup mikroorganizmów, w tym potencjalnie chorobotwórczych.

Szczegółowy wykaz wykonywanych badań fizykochemicznych, biologicznych, toksykologicznych i mikrobiologicznych podano w tabeli 2.1.

2.3. Materiał i metody badań

Próbki odcieków. Do badań stosowano odcieki odprowadzane systemem drenażowym do studni zbiorczej znajdującej się przy składowisku odpadów innych niż obojętne i niebezpieczne tzw. komunalnych zlokalizowanym w południowo-wschodniej części miasta Otwocka. Składowisko funkcjonuje od 1998 r., a planowane zakończenie eksploatacji przewidywane jest na rok 2012. Deponowane są na nim odpady komunalne o dużej zawartości biodegradowalnej substancji organicznej w ilości powyżej 20Mg/d. Planowana pojemność składowiska wynosi $12 \cdot 10^5$ Mg, natomiast do chwili obecnej wykorzystano pojemność wynoszącą $2,7 \cdot 10^5$ Mg. Podłoże izolowane jest geomembraną PEHD 2mm. Składowanie odpadów jest kwaterowe, na działkach o miąższości 1,5-2 m, warstwy izolacyjne są o miąższości 0,15 m. Na terenie składowiska prowadzony jest monitoring wód odciekowych oraz ilości wytworzonego gazu składowiskowego, a także stanu zanieczyszczenia wód powierzchniowych i podziemnych w pobliżu składowiska. Odcieki te charakteryzowało ChZT w wielkości 3080 mgO₂/l, zawartość ogólnego węgla organicznego 133-1661 mgC/l, BZT₅/ChZT – 0,092-0,475 SO₄²⁻ - 58-357 mgSO₄²⁻/l, SO₄²⁻/Cl⁻ - 0,026-0,131, 0,014-0,428 mgCu/l, 0,096-6,943 mgZn/l, 0,049-0,526 mgPb/l, 0,003-0,049 mgCd/l,

0,038-0,720 mgCr/l, 0,001-0,006 mgHg/l, przewodność właściwa 7,4-22,1 mS/cm i pH 7,2-7,7 (Grabińska-Łoniewska i współautorzy, 2007).

Tabela 2.1. Zakres badań fizykochemicznych, biologicznych, toksykologicznych i mikrobiologicznych wykonywanych w ramach pracy.

Table 2.1. Scope of physico-chemical, biological, toxicological and microbiological analyses carried out in this work

Rodzaj badań		Odcieki naturalne	Reaktor SBR		
			Ścieki dopływające (odcieki + ścieki bytowe)	Osad czynny	Ścieki odpływające
1		2	3	4	5
Badania kontrolne przebiegu procesu oczyszczania	fizykochemiczne	ChZT _{Cr} , mgO ₂ /l		X	X
		azot amonowy, mgN-NH ₄ /l		X	X
		azot azotynowy, mgN-NO ₂ /l		X	X
		azot azotanowy, mgN-NO ₃ /l		X	X
		azot ogólny, mgN/l		X	X
		fosfor ogólny, mgP-PO ₄ /l		X	X
		pH		X	X
		kwasy humusowe, mg/l	X	X	X
	metale: Zn, Pb, Cr, Cu, Ni, Cd, mg/l	X	X	X	
		stężenie osadu g sm/l, g smo/l		X	
	indeks osadu ml/g		X		
biologiczne	liczebność i skład rodzajowy biocenozy osadu czynnego			X	
Testy toksykologiczne:					
	• test wzrostowy na glonach <i>Scenedesmus quadricauda</i>		X		X
	• test przeżywalności na larwach ochotki (<i>Chironomidae</i>)		X		X
	• test przeżywalności na stawonogach <i>Daphnia magna</i>		X		X
	• test przeżywalności na rybach <i>Lebistes reticulatus</i>		X		X

Tabela 2.1. c.d.

Table 2.1. cont.

1	2	3	4	5
Badania mikrobiologiczne:				
• liczba bakterii psychrofilnych w 20°C, jtk/ml		X	X	X
• liczba bakterii mezofilnych w 37°C, jtk/ml		X	X	X
• liczba bakterii sporowych w 26°C, jtk/ml		X	X	X
• ogólna liczba bakterii z rodziny <i>Enterobacteriaceae</i> , jtk/ml		X	X	X
• NPL termotolerancyjnych bakterii grupy coli (44°C)		X	X	X
• liczba <i>Listeria monocytogenes</i>		X	X	X
• liczba <i>C. perfringens</i>		X	X	X
• liczba grzybów mikroskopowych, jtk/ml		X	X	X
• skład gatunkowy mikroflory		X	X	X

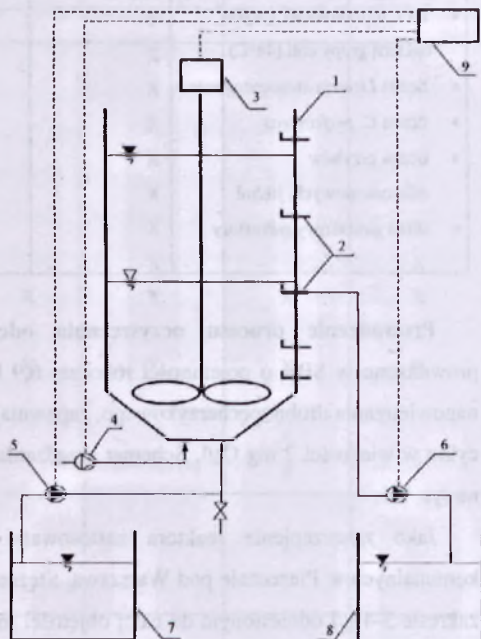
Prowadzenie procesu oczyszczania odcieków. Proces oczyszczania odcieków prowadzono w SBR o pojemności roboczej 6,9 l, wyposażonym w mieszadło oraz system napowietrzania drobnopęcherzykowego, zapewniający stężenie tlenu w warunkach tlenowych cyklu w wielkości 2 mg O₂/l. Schemat urządzenia do oczyszczania odcieków przedstawiono na rys. 2.1.

Jako zaszczepienie reaktora zastosowano osad czynny z oczyszczalni ścieków komunalnych w Piasecznie pod Warszawą. Stężenie osadu w reaktorze utrzymywane było w zakresie 3-4 g/l odniesionym do całej objętości reaktora. W osadzie tym zawartość zawieszin lotnych wynosiła średnio 67%, a mineralnych 33%. Proces prowadzono przy hydraulicznym czasie zatrzymania ścieków (HRT) wynoszącym 16 godz., przy obciążeniu osadu ładunkiem zanieczyszczeń organicznych (*Bx*) w zakresie 0,23-1,64 mg ChZT/mg d, uzyskiwanym przez zwiększenie procentowego udziału odcieków (1, 3, 5, 10, 15, 20 i 30%) w mieszaninie ze ściekami syntetycznymi przygotowanymi zgodnie z recepturą podaną przez Klimiuk i Wojnowską-Baryła (1996). Czasy trwania poszczególnych faz o oczyszczania odcieków przedstawiono na rys. 2.2. Układ pracował w systemie trzech 8 godzinnych cykli na dobę. Każdy z nich składał się z 45 minutowej fazy napełniania, 30 minutowej fazy mieszania, 2

godzinnej i 10 minutowej fazy napowietrzania, 45 minutowej fazy mieszania, 1 godzinnej i 50 minutowej fazy napowietrzania, 1 godzinnej i 30 minutowej fazy sedymentacji i 30 minutowej fazy dekantacji (w tym dekantacja 25 minut i 5 minut fazy martwej). Parametry te określono doświadczalnie w tzw. badaniach monitoringowych, polegających na wielokrotnej kontroli charakterystyki ścieków podczas trwania cyklu (zmienne warunki tlenowe). Reaktor pracował w temperaturze pokojowej (20-22°C) przez 9 miesięcy. Badania kontrolne przebiegu procesu, w zakresie podanym niżej, przeprowadzano po dwutygodniowym okresie prowadzenia procesu po zmianie wielkości Bx . Badania chemiczne wykonywane były 4-krotnie przy każdej wartości parametru Bx , mikrobiologiczne – 2-krotnie, toksykologiczne oraz badania zawartości metali – jednorazowo.

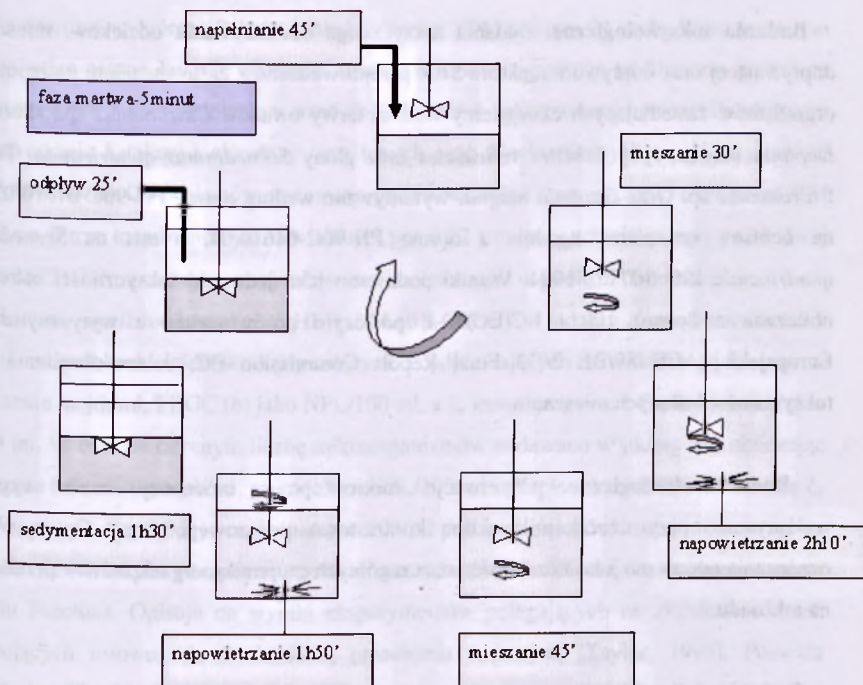
OZNACZENIA:

1. komora osadu czynnego
2. przelewy
3. mieszadło mechaniczne
4. układ napowietrzający
5. pompa perystaltyczna dozująca mieszanie ścieków i odcieków
6. pompa perystaltyczna odbierająca ścieki oczyszczone
7. zbiornik na ścieki dopływające
8. zbiornik na ścieki oczyszczone
9. sterownik czasowy, sterujący pracą układu



Rys. 2.1. Schemat urządzenia do oczyszczania odcieków

Fig. 2.1. Diagram of the device for the leachates treatment



Rys. 2.2. Fazy procesu oczyszczania odcieków w reaktorze SBR

Fig. 2.2. Phases of leachates treatment process in the SBR reactor

Badania chemiczne. Chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT) oznaczano metodą dwuchromianową według PN – 74/C-04578.03. Oznaczenie mineralnych form azotu wykonywano metodami spektrofotometrycznymi: azotu amonowego ($N-NH_4^+$) (bezpośredniej nesslerizacji) według PN-C-04576-4:1994, azotu azotynowego ($N-NO_2$) według PN-EN 26777:1999, a azotanowego ($N-NO_3$) według PN-82/C-04576.08. Azot ogólny Kjeldahla oznaczano metodą miareczkową według PN-73/C-04576.12. Oznaczenie ilości fosforu wykonano metodą spektrofotometryczną (metoda molibdenowa) według PN-91/C-04537/09.

Oznaczenie stężenia substancji humusowych w dopływie i odpływie z reaktora wykonywano metodą kolorymetryczną po ekstrakcji alkoholem izoamylowym wg BN-90-9567-18/08. Zawartość metali ciężkich oznaczano spektrofotometrycznie metodą absorpcji atomowej na aparacie Solar 919 ze wstępną mineralizacją w mocnych kwasach wg PN-ISO-8288 2002.

Badania toksykologiczne. Badania toksycznego oddziaływania odcieków, mieszaniny odpływającej oraz odpływu z reaktora SBR przeprowadzano z zastosowaniem następujących organizmów zasiedlających ekosystemy wodne: larwy owadów *Chironomus* sp., skorupiaki *Daphnia magna*, ryby *Lebistes reticulatus* oraz glony *Scenedesmus quadricauda*. Test na *Chironomus* sp. oraz *Daphnia magna*, wykonywano według normy PN-90C-04610/03, test na *Lebistes reticulatus* zgodnie z normą PN-90C-04610/04, a test na *Scenedesmus quadricauda* ISO 107122-1994. Wyniki podawano jako jednostki toksyczności ostrej TU_a obliczane z ilorazu 100 i LC(EC)50-t, po czym porównywano z wytycznymi Unii Europejskiej ACE 89/BE 2/D3 Final Report Commission EC, celem określenia klasy toksyczności badanych mieszanin.

Badania biologiczne. Obserwacje mikroskopowe biocenozy osadu czynnego wykonywano przy użyciu mikroskopu kontrastowo – fazowego firmy Opton. Wyniki oznaczenia podawano jako liczebność poszczególnych grup mikroorganizmów w przeliczeniu na ml osadu.

Badania mikrobiologiczne. Liczbę heterotroficznych bakterii psychrofilnych (HBP), mezofilnych (BM), sporowych (BS), termotolerancyjnych bakterii grupy coli (TBGC) i *C. perfringens* oznaczano zgodnie z metodyką podaną w podręczniku Grabińskiej-Łoniewskiej i wsp. (1996), ogólną liczbę bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* i grzybów mikroskopowych (GM) w publikacji Grabińskiej-Łoniewskiej i wsp. (2007). Posiewy próbek ścieków dozowanych i odpływających z reaktora wykonywano z próbek naturalnych, a osadu czynnego – z próbek rozdrobnionych w dezintegratorze ultradźwiękowym UD20, przy amplitudzie = 20 µm w ciągu 40 sekund.

Badania przynależności taksonomicznej grzybów mikroskopowych wyizolowanych z ww. próbek przeprowadzone zostały przez prof. dr hab. Marię Dynowską z Katedry Mikologii Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego oraz prof. dr hab. Teresę Kornitłowicz-Kowalską z Katedry Mikrobiologii Rolniczej Akademii Rolniczej w Lublinie zgodnie z metodyką podaną w publikacji Grabińskiej-Łoniewskiej i wsp. (2007).

Do oznaczania *Listeria monocytogenes* stosowano metodykę zalecaną przez firmę Merck. W etapie wstępnym prowadzono selektywne namnażanie tych bakterii dwustopniową metodą D.G.A1. na dwukrotnie rozcieńczonym podłożu bulionowym Frasera przy inkubacji w 30°C w ciągu 18-24 godzin, a następnie na podłożu jw., nierozcieńczonym przy inkubacji w 37°C w ciągu 18-24 godzin. Hodowle wykazujące wzrost i zaczernienie podłoża posiewano na

podłoże agarowe wybiórcze Palcam i inkubowano w 37°C w ciągu 24 godz. Wyrosłe na tym podłożu szaro-czarne kolonie otoczone strefą zaczernienia podłoża poddawano badaniom potwierdzającym z uwzględnieniem morfologii komórek (gramodatnie pałeczki), zdolności do wytwarzania katalazy i oksydazy oraz innych cech biochemicznych z wykorzystaniem testu API-*Listeria*. Do posiewów stosowano próbki naturalne i zagęszczone z objętości 10 i 100 ml na filtrze membranowym o wielkości por 0,22 μm , przy użyciu pompy próżniowej (Merck ME2). Filtr z zatrzymanymi bakteriami umieszczano w podłożu hodowlanym.

Podawanie wyników. Liczebność HBP, BM, BS, bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* i GM (a) w próbkach ścieków dopływających i odpływających z reaktora podawano w przeliczeniu na jtk/ml, TBGC (b) jako NPL/100 ml, a *L. monocytogenes* i *C. perfringens* (c) w jtk/100 ml. W osadzie czynnym liczbę mikroorganizmów podawano w jtk/mg sm, obliczając ją w grupie bakterii (a) z jtk/ml, grupie (b) z NPL/100 ml i grupie (c) z jtk/100 ml. Liczbę *L. monocytogenes* i *C. perfringens* (grupa c) w 100 ml próbkach ścieków i osadów, z uwagi na zastosowanie w etapie wstępnym podłoża namnażającego, obliczano z wykorzystaniem rozkładu Poissona. Opisuje on wyniki eksperymentów polegających na zliczaniu zdarzeń występujących losowo, ale z określoną przeciętnie częstością [Taylor, 1995]. Pozwala określić prawdopodobieństwo wystąpienia wyniku ujemnego (nieobecności bakterii) i obliczenie liczebności bakterii w próbce.

Rozkład Poissona określony jest wzorem:

$$P_y = \frac{\mu^y}{y!e^\mu}$$

Gdzie $y=0,1,2,3,\dots$, jest ilością sukcesów (pozytywnych wyników), μ – średnią sukcesów populacji, e – liczbą stałą równą w przybliżeniu 2,71828 (tzw. podstawa logarytmów naturalnych). Prawdopodobieństwo wystąpienia wyniku zerowego (braku bakterii) oblicza się z zależności:

$$P_{(0)} = \frac{1}{e^\mu}$$

Wariancja charakteryzuje stopień rozproszenia (zmienności) wyników.

Jako miarę korelacji pomiędzy różnymi wskaźnikami stopnia zanieczyszczenia chemicznego i mikrobiologicznego ścieków oraz B_x przyjęto współczynnik korelacji liniowej r_{xy} Pearsona:

$$r_{XY} = \frac{\text{COV}_{XY}}{S_X S_Y} = \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2 \sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2}}$$

gdzie \bar{X} i S_X oznaczają odpowiednio wartość średnią i odchylenie standardowe zmiennej losowej X obliczonej w oparciu o próbę losową $\{X_1, X_2, \dots, X_n\}$ i podobnie \bar{Y} i S_Y oznaczają średnią i odchylenie zmiennej losowej Y obliczone na podstawie próby $\{Y_1, Y_2, \dots, Y_n\}$.

Wartość współczynnika korelacji liniowej Pearsona należy do przedziału: -1 i 1 : $-1 \leq r_{XY} \leq 1$. Wartości r bliskie -1 lub 1 wskazują, że wykres rozproszenia jest skupiony wokół prostej. [Koronacki, 2006] Znak tego współczynnika informuje nas o kierunku korelacji, natomiast jego bezwzględna wartość - o sile związku. Jeśli $r_{XY} = 0$, oznacza to brak zależności badanymi zmiennymi X i Y . Im wartość bezwzględna współczynnika korelacji jest bliższa jedności, tym zależność między zmiennymi jest silniejsza. Gdy $r_{XY} = |1|$, to zależność korelacyjna przechodzi w zależność funkcyjną (funkcja liniowa).

2.4. WYNIKI BADAŃ

2.4.1. Proces oczyszczania odcieków w reaktorze SBR

Badania prowadzono w 2-ch etapach. Etap 1 uznany za wstępny, tzw. monitoringowy, miał na celu określenie czasu trwania i układu poszczególnych faz cyklu w SBR, zapewniających efektywność usuwania zanieczyszczeń, przy ustalonej wartości obciążenia suchej masy osadu ładunkiem zanieczyszczeń wyrażonych w ChZT. Etap 2 stanowiły tzw. badania właściwe, zmierzające do określenia wpływu obciążenia osadu (B_x) na skuteczność usuwania zanieczyszczeń przy ustalonym w etapie 1 układzie i czasie trwania poszczególnych faz cyklu w SBR.

2.4.1.1. Monitoring procesu oczyszczania odcieków w SBR

Proces oczyszczania odcieków rozpoczęto przy obciążeniu osadu ładunkiem zanieczyszczeń organicznych B_x wynoszącym 0,40 mg ChZT/mg d, co uzyskano przez dodanie 5% udziału odcieków do mieszaniny ze ściekami syntetycznymi. Ścieki dozowane do reaktora cechowało ChZT w wielkości (wartości średnie) 940 mgO₂/l, 94,3 mgN-NH₄/l, 11,1 mgNorg/l, 101 TKN/l, 0,007 mgN-NO₂/l, 0,77 mgN-NO₃/l, 18,2 mgP-PO₄/l. Przy 8 godzinnym czasie trwania cyklu (w tym fazy napełniania 45 min., mieszania 30 min., napowietrzania 4 godz. 45 min., sedimentacji 1 godz. 30 min., dekantacja 30 min. (25 min. dekantacji + 5 min. fazy martwej)) uzyskano 75% efektywność usuwania zanieczyszczeń wyrażonych w ChZT oraz 96% - azotu amonowego, ale zaledwie 52% efektywność zmniejszenia stężenia azotu ogólnego świadczyła o nieefektywnie zachodzącym procesie denitryfikacji. W celu zoptymalizowania czasu trwania i układu faz cyklu zapewniających zwiększenie skuteczności usuwania mineralnych form azotu ze ścieków dopływających do reaktora przeprowadzono dwa badania monitoringowe cyklu oczyszczania określane dalej jako tzw. badania wstępne.

Badanie 1 prowadzono przy układzie faz cyklu jw., analizując stężenie głównych wskaźników zanieczyszczeń po każdej fazie trwania cyklu (tabela 2.2).

Wyniki zmian charakterystyki ścieków podczas trwania analizowanego cyklu pracy reaktora pozwalają na sformułowanie następujących wniosków: w I fazie bez napowietrzania obserwowano 27% obniżenie wartości ChZT (ubytek 170 mg ChZT/l), co wobec równoczesnego obniżenia stężenia N-NO_x świadczy o przebiegu procedu denitryfikacji (ubytek Nog = 23,2 mg/l, ubytek N-NO_x = 15,57 mg/l). Na usuwanie azotu ze ścieków w tej fazie cyklu składa się najprawdopodobniej przebiegająca na powierzchni ścieków nityfikacja heterotroficzna połączona z denitryfikacją tlenową (zjawisko deamonifikacji obserwowano na

podstawie ubytku stężenia $N-NH_4$ – tu na poziomie 8,6 mg/l) oraz denitryfikacja dysymilacyjna (15,57 mg $N-NO_x/l$). Przyrost azotu organicznego na poziomie 0,97 mgNorg/l dokumentuje rozkład biomasy. Oznaczony przyrost Pog (2,1 mg Pog/l) można utożsamiać bądź z rozkładem biomasy, bądź z uwalnianiem $P-PO_4$ w warunkach całkowitego braku tlenu. Ponieważ po fazie bez napowietrzania w reaktorze powstawał azot utleniony, potencjalne uwalnianie $P-PO_4$ musiało zachodzić w głębi kłaczków osadu. Obecność $N-NO_x$ po zakończeniu fazy bez napowietrzania świadczy o tym, że proces denitryfikacji nie przebiegł całkowicie, czego przyczyną mógł być albo zbyt krótki czas trwania tej fazy, albo/i brak łatwo przyswajalnego źródła węgla organicznego. organicznego pierwszym etapie fazy tlenowej miała miejsce efektywna nityfikacja (44,8 mg $N-NH_4/l$) – pozostałe stężenie $N-NH_4$ wynosiło 2,8 mg $N-NH_4/l$. Zaobserwowano również symultaniczną denitryfikację (18,4 mg $N-NO_x/l$) przebiegającą we wnętrzu kłaczków. Świadczy to o konieczności poboru źródła węgla organicznego. Dokładnej wartości ubytku ChZT nie można jednak określić z uwagi na rozkład biomasy (przyrost ChZT). W kolejnym etapie fazy tlenowej praktycznie nie obserwowano procesu nityfikacji (0,344 mg $N-NO_x/l$). Wyraźnie natomiast miał miejsce rozkład biomasy i wiązanie ortofosforanów (6,6 mg $P-PO_4/l$), dla porównania wiązanie $P-PO_4$ w poprzedniej fazie wynosiło tylko 2,5 mg P/l. Analizę wyników badania monitoringowego zakończono obliczeniem stosunku węgla do azotu i fosforu w ściekach z udziałem odcieków. Stosunek ChZT/N i ChZT/P w ściekach dozowanych do reaktora, wynoszący odpowiednio 7,5 i 24,5 świadczył o braku źródła węgla organicznego wykorzystywanego do prowadzenia efektywnej denitryfikacji i defosfatacji biologicznej. Z analizy zmian stężenia badanych wskaźników wskaźników II etapie fazy tlenowej wynika, że – pomimo warunków tlenowych i ubytku związków organicznych, świadczącym o przebiegu procesów mineralizacji – nastąpił w reaktorze rozkład biomasy, dokumentujący pośrednio brak łatwo rozkładalnego przez biomasę węgla organicznego (faza tlenowa trwała zbyt długo). Podczas sedymentacji denitryfikacja przebiegała prawdopodobnie z wykorzystaniem związków węgla pochodzącego z rozkładu biomasy, który miał miejsce w II etapie fazy tlenowej.

Podczas drugiego badania monitoringowego usuwanie związków organicznych określone ubytkiem wartości ChZT obserwowano wyraźnie jedynie w fazie bez napowietrzania z dawkowaniem ścieków (288 mg O_2/l) oraz w fazie sedymentacji (51 mg O_2/l). W fazie bez napowietrzania dominował proces denitryfikacji (34,6 mg Nog/l), najprawdopodobniej miało miejsce uwalnianie ortofosforanów (przyrost Pog na poziomie 34,9 mg/l). Oba te procesy przebiegały z równoczesnymi, wyżej opisanym, zmniejszeniem stężenia związków węgla organicznego. Wobec przyrostu stężenia azotu organicznego należy uznać, że już pod koniec

tej fazy cyklu rozpoczął się rozkład biomasy. W fazie tlenowej dominującym procesem była nityfikacja określona przyrostem $N-NO_x$ na poziomie 35,8 mg $N-NO_x/l$ w pierwszym etapie fazy i tylko 3,15 mg $N-NO_x/l$ odpowiednio w etapie drugim. Podobnie, na początku fazy miało miejsce intensywne wiązanie ortofosforanów (ubytek stężenia Pog 41,1 mg/l), dla porównania w etapie drugim wiązanie to wyniosło tylko 2,6 mg Pog/l. Przyrost wartości takich wskaźników jak ChZT (30 mg/l w pierwszym etapie fazy i 51 mg/l w drugim etapie), Nog (odpowiednio 12,5 mg/l i 3,2 mg/l) oraz Norg 0,76 mg/l w drugim etapie fazy, dokumentował rozkład biomasy, który musiał być skutkiem braku obecności w środowisku łatwo biodegradowalnego źródła węgla organicznego. organicznego konsekwencji nie był możliwy przebieg procesu denityfikacji symultanicznej (który miał miejsce w tym czasie w cyklu analizowanym w badaniu monitoringowym 1). Odnotowany w fazie sedymentacji ubytek stężenia związków organicznych (51 mg ChZT/l), z równoczesnym ubytkiem azotu utlenionego (5,81 mg $N-NO_x/l$) świadczy o tym, że związki węgla organicznego pozostające w reaktorze (po rozkładzie biomasy w fazie tlenowej) uległy hydrolizie i mogły być wykorzystane przez osad do procesu denityfikacji. Jednak proces ten nie powinien mieć miejsca w tej fazie, ponieważ przy większej jego wydajności mogłoby to przeszkadzać w sedymentacji osadu. W końcowej części tej fazy cyklu ponownie rozpoczął się rozkład biomasy (wzrost stężenia NTK o 5,6 mg/l oraz Pog odpowiednio 6,6 mg/l).

Spostrzeżenia dotyczące efektywności przebiegu procesów jednostkowych w kolejnych fazach cykli, które analizowano w badaniach monitoringowych, stały się podstawą decyzji o zmianie układu cyklu pracy reaktora. Zmiana ta miała zapewnić z jednej strony przeprowadzenie całkowitej denityfikacji w fazie z dawkowaniem ścieków (konieczność wydłużenia czasu trwania tej fazy), skrócenie czasu trwania fazy tlenowej (w dotychczasowym układzie już po 2 godzinach obserwowano rozkład biomasy). Dodatkowo uznano za konieczne wprowadzenie dodatkowej fazy bez napowietrzania po fazie tlenowej, która potencjalnie umożliwi denityfikację azotu utlenionego (powstałego powstałego fazy tlenowej jako produkt nityfikacji) przed fazą sedymentacji. Do dalszych badań przyjęto następujący układ faz cyklu, przy założeniu utrzymania reżimu pracy reaktora w 3 cyklach na dobę: faza napełniania (45min) i mieszania (30min), 2godz. 10min faza napowietrzania, 45min faza mieszania i ponownego napowietrzania (1 godz. 50min). Cykl kończyły: faza sedymentacji (1 godz. 30min) i dekantacji (30min, w tym 25min dekantacji i 5min fazy martwej). Przy tym układzie i czasie trwania poszczególnych faz cyklu prowadzono proces oczyszczania odcieków stosując jako parametr zmienny obciążenie osadu ładunkiem zanieczyszczeń wyrażonych w ChZT (B_x).

Tabela 2.2. Wyniki badań chemicznych uzyskanych podczas badań monitoringowych przeprowadzonych w procesie oczyszczania przy 5% udziale odcieków w mieszaninie ze ściekami syntetycznymi ($Bx=0,40$ mgChZT/mg d)

Table 2.2. Results of chemical analyses obtained during monitoring studies of the treatment process carried out at 5% leachates participation in the mixture with synthetic sewages ($Bx=0,40$ mgCOD/mg d)

	Rodzaj próby	Rodzaj badania							
		ChZT [mgO ₂ /l]	Azot azotynowy [mgN-NO ₂ /l]	Azot azotanowy [mgN-NO ₃ /l]	Azot amonowy [mgN-NH ₄ /l]	Azot ogólny Kjeldahla [mgN/l]	Azot organiczny [mgN/l]	Azot ogólny [mgN/l]	Fosfor ogólny [mgP-PO ₄ /l]
Badanie 1	Ścieki w reaktorze po poprzednim cyklu	272	0,314	53,2	5,60	8,40	2,80	61,9	26,9
	Dopływ	942	0,008	1,00	92,4	103,6	11,2	104,6	25,6
	Stężenie teoretyczne w reaktorze po zadawkowaniu ścieków	641	0,145	24,45	53,4	60,8	7,43	85,4	26,2
	Po 1h 15min fazy beztlenowej	471	0,324	8,70	44,8	53,2	8,40	62,2	28,3
	Po 2h napowietrzania	545	4,880	30,5	2,80	8,40	5,60	43,8	25,8
	Po 4h 45min napowietrzania	293	0,024	35,7	8,40	11,2	2,80	46,9	19,2
	Sedymentacja i odpływ	188	0,010	29,7	2,80	8,40	5,60	38,1	20,0
Badanie 2	Ścieki w reaktorze po poprzednim cyklu	284	0,228	41,6	2,20	5,60	3,40	47,4	8,90
	Dopływ	924	0,016	0,60	61,8	75,6	13,8	76,2	13,0
	Stężenie teoretyczne w reaktorze po zadawkowaniu ścieków	636	0,111	19,02	35,0	44,15	9,13	63,3	11,2
	Po 1h 15min fazy beztlenowej	244	0,726	2,80	25,2	35,4	22,7	28,7	46,1
	Po 2h napowietrzania	274	0,410	38,0	0,82	2,80	1,98	41,2	5,00
	Po 4h 45min napowietrzania	325	0,060	41,5	0,06	2,80	2,74	44,4	2,40
	Sedymentacja i odpływ	274	0,070	35,7	0,07	8,40	8,33	44,2	9,00

2.4.1.2. Wpływ obciążenia osadu (B_x) na skuteczność usuwania zanieczyszczeń

Badania laboratoryjne oczyszczania odcieków w mieszaninie ze ściekami syntetycznymi (symulującymi skład ścieków komunalnych) prowadzono przy wzrastającym obciążeniu osadu ładunkiem związków organicznych B_x w zakresie 0,23÷1,64 mg ChZT/mg d, wynikającym ze zmiennego udziału objętościowego α odcieków w ściekach - odpowiednio w przedziale 1÷30%. Skrajne i średnie wartości analizowanych wskaźników zanieczyszczenia w ściekach dopływających i odpływających z reaktora oraz wartości procentowo wyrażonej redukcji stężenia kontrolowanych zanieczyszczeń, zestawione w funkcji współczynnika α , przedstawiono w tabelach 2.3 i 2.4a oraz na rys. 2.3a.

Dodatek odcieków do ścieków poddawanych oczyszczaniu powoduje w naturalny sposób wzrost stężenia zanieczyszczeń w ściekach dopływających do reaktora biologicznego. W stosunku do średniej wartości analizowanych wskaźników zanieczyszczeń w samych ściekach syntetycznych, przy maksymalnej przyjętej w pracy wartości współczynnika $\alpha = 30\%$, w ściekach z udziałem odcieków następowało 6,3-krotne zwiększenie stężenia związków organicznych (wyrażonych ChZT), 29,1-krotne azotu amonowego, 7,5-krotne azotu ogólnego Kjeldahla, natomiast w najmniejszym, jak się wydaje dość przypadkowym, stopniu następowały zmiany stężenia fosforu. Konsekwencją nierównomierności wzrostu stężenia związków organicznych oraz związków azotu są w wielu przypadkach niekorzystnie zmienione wartości stosunku ChZT:N (poniżej 8), co zwykle w przypadku ścieków komunalnych sygnalizuje możliwość braku węgla organicznego niezbędnego do przeprowadzenia procesu denitryfikacji.

W przeprowadzonych badaniach średnie wartości redukcji stężenia związków organicznych wyrażonych za pomocą ChZT, pozostawały na porównywalnym poziomie dla α równego 1, 3, 5, i 10% (B_x w zakresie 0,23-0,45 mg ChZT/mg d) i wynosiły 71÷74%. Gwałtowny spadek tak wyrażonej efektywności procesu usuwania związków węgla organicznego do średniego poziomu 45, 40, a następnie 15% obserwowano dla α równego odpowiednio 15, 20 i 30% (B_x 0,69; 0,96 i 1,64 mg ChZT/mg d). W przypadku azotu amonowego i azotu ogólnego Kjeldahla poziom redukcji wartości tych wskaźników był wysoki. Dla $N-NH_4$ wynosił 99% przy udziale odcieków w ściekach 1-5% (B_x 0,23-0,40 mg ChZT/mg d), 95-97% gdy udział odcieków stanowił 10-20% (B_x 0,45-0,96 mg ChZT/mg d) i tylko dla $\alpha = 30\%$ ($B_x = 1,64$ mg ChZT/mg d) obniżał się do poziomu średnio 85%. Redukcja stężenia TKN (obejmująca sumaryczną zmianę $N-NH_4$ i Norg) przyjmowała średnie wartości w zakresie 73- 96%, ze zdecydowaną przewagą tych z przedziału 82-96%. Najniższą efektywność obserwuje się w przypadku wiązania ortofosforanów 16-35%.

Tabela 2.3. Charakterystyka fizykochemiczna ścieków syntetycznych, odcieków oraz ich mieszaniny dozowanej do reaktora – zakresy wartości.
 Table 2.3. Physicochemical characteristics of the synthetic wastes, leachates and their mixture inflowing to reactor – ranges of values.

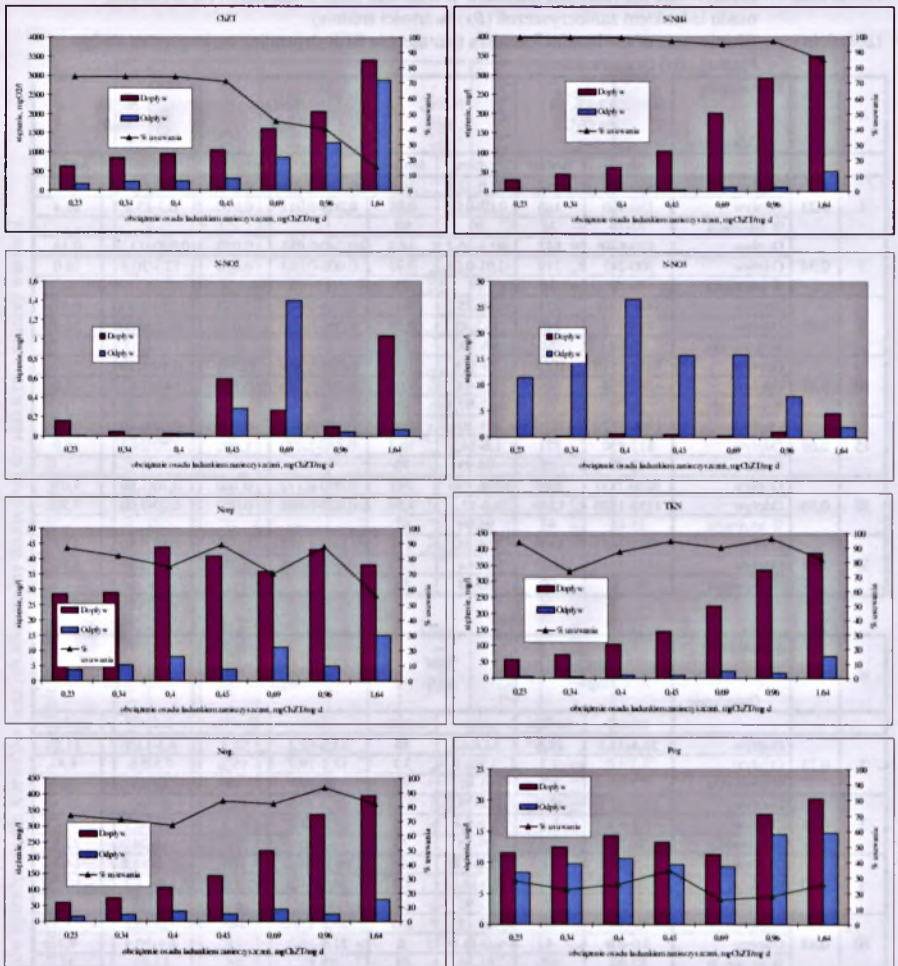
Oznaczenie	Ścieki syntetyczne	Odcieki	Dopływ do reaktora/udział odcieków w mieszaninie, %								
			1%	3%	5%	10%	15%	20%	30%		
ChZT, mgO ₂ /l	530-542	5062-7365	610-660	820-870	906-1010	1012-1110	1406-1820	1010-2137	3035-3693		
N-NH ₄ , mg/l	22-26	950-1316	27,0-32,2	40,4-46,2	50-75	79-118	201-204	288-296	316-383		
Norg, mg/l	23-31	72-93	25,4-32,1	25,0-32,1	13,8-66,0	97-44	31-41	41-46	31-49		
TKN, mg/l	45-57	1022-1409	52,4-62	65,4-79,1	75,6-130	123-157	232-245	331-342	365-417		
Nog, mg/l	46-58	1024-1414	52,6-62,2	65,5-79,3	76,2-130,5	124,1-158,4	232,8-245,2	332,8-342,8	370,1-422,1		
P-PO ₄ , mg/l	7,7-12,1	9-13	8,3-13,1	10-16,2	11,0-18,8	7,0-16,2	10,2-12,3	17,5-18,0	18,0-22,0		

Tabela 2.4a. Efektywność oczyszczania odcieków w reaktorze SBR w zależności od obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń (B_x) (wartości średnie)Table 2.4a. Effectiveness of the landfill leachates treatment in SBR depending on impurities sludge loading (B_x) (mean values)

α	B_x	Rodzaj próby Oznaczenie	ChZT mg O ₂ /l		N-NH ₄ mg/l		N-NO ₂ mg/l		N-NO ₃ mg/l	
			zakres	średnia	zakres	średnia	zakres	średnia	zakres	średnia
1	0,23	Dopływ	610-660	632	27,0-32,2	29,4	0,120-0,200	0,160	0,015-0,030	0,02
		Odplyw	150-180	166	0,03-0,07	0,05	0,008-0,011	0,010	8,3-15,2	11,4
		% usuwania	72-76	74	99	99	-	-	-	-
3	0,34	Dopływ	820-870	847	40,4-46,2	44,3	0,040-0,055	0,050	0,030-0,170	0,14
		Odplyw	200-242	219	0,01-0,04	0,02	0,006-0,014	0,010	12,3-20,8	16,0
		% usuwania	70-78	74	99	99	-	-	-	-
5	0,40	Dopływ	906-1010	955	50-75	61	0,004-0,120	0,030	0,020-1,200	0,69
		Odplyw	194-274	249	0-2,40	0,69	0,001-0,070	0,030	16,2-35,37	26,7
		% usuwania	70-80	74	96-100	99	-	-	-	-
10	0,45	Dopływ	1012-1110	1059	79-118	104	0,020-1,300	0,590	0,10-1,10	0,57
		Odplyw	283-324	305	3,0-4,0	3,50	0,050-0,930	0,290	14,5-17,1	15,8
		% usuwania	70-72	71	96,2-97,1	97	-	-	-	-
15	0,69	Dopływ	1406-1820	1613	201-204	202	0,170-0,380	0,270	0,00-0,40	0,20
		Odplyw	812-930	871	1,6-14,3	10,7	0,730-2,070	1,400	7,70-24,2	15,9
		% usuwania	42-49	45	94-95	95	-	-	-	-
20	0,96	Dopływ	1010-2137	2069	288-296	292	0,090-0,172	0,100	0,70-1,80	1,07
		Odplyw	1153-1326	1246	6,6-12,3	9,60	0,026-0,092	0,050	6,20-9,00	7,80
		% usuwania	38-46	40	95-99	97	-	-	-	-
30	1,64	Dopływ	3035-3693	3406	316-383	351	1,008-1,098	1,040	4,10-5,40	4,67
		Odplyw	2537-3146	2879	44-64	52,1	0,048-0,088	0,070	1,60-2,50	1,90
		% usuwania	10-20	15	80-88	85	-	-	-	-

α	B_x	Rodzaj próby Oznaczenie	Norg mg/l		TKN mg/l		Nog mg/l		P-PO ₄ mg/l	
			zakres	średnia	zakres	średnia	zakres	średnia	zakres	średnia
1	0,23	Dopływ	25,4-32,1	28,6	52,4-62	58	52,6-62,2	58,2	8,3-13,1	11,5
		Odplyw	3,2-4,6	3,7	3,3-4,7	3,7	12,1-19,9	15,1	7,8-8,6	8,4
		% usuwania	72-90	87	91-97	93	70-79	74	20-33	28
3	0,34	Dopływ	25,0-32,1	29,0	65,4-79,1	73,3	65,5-79,3	73,5	10-16,2	12,5
		Odplyw	3,2-6,4	5,1	3,2-6,4	5,1	15,6-27,2	21,2	8,3-10,5	9,8
		% usuwania	78-85	82	69-75	73	67-76	71	18-24	22,2
5	0,40	Dopływ	13,8-66,0	44	75,6-130	105	76,2-130,5	106	11,0-18,8	14,3
		Odplyw	5,00-14,3	8	5,0-14,3	9,2	24,1-44,2	33	8,0-14,2	10,7
		% usuwania	40-92	75	67-95	87	42-73	67	10-35	26
10	0,45	Dopływ	97-44	41	123-157	145	124,1-158,4	145	7,0-16,2	13,3
		Odplyw	3,0-8,0	4	6,0-11,0	8	22,4-26,2	23	8,1-10,4	9,7
		% usuwania	82-93	89	91-96	94	79-86	84	13-88	35
15	0,69	Dopływ	31-41	36	232-245	238	232,8-245,2	239	10,2-12,3	11,3
		Odplyw	9,0-13,0	11	21-22	21	29,4-48,7	39	8,6-10,2	9,4
		% usuwania	68-71	70	89-91	90	77-88	82	15-17	16
20	0,96	Dopływ	41-46	43	331-342	335	332,8-342,8	336	17,5-18,0	17,8
		Odplyw	3,4-6,7	5	5-21	15	11,2-30,1	23	13,0-15,0	14,5
		% usuwania	84-92	88	94-98	96	91-97	93	17,0-19,0	18,0
30	1,64	Dopływ	31-49	38	365-417	389	370,1-422,1	395	18,0-22,0	20,3
		Odplyw	13-21	15	61-77	68	62,7-79,6	70	13,0-16,0	14,8
		% usuwania	32-73	56	79-85	82	78-85	82	15-40	26

 α - Udział odcieków w mieszaninie ze ściekami syntetycznymi, % B_x - obciążenie osadu ładunkiem zanieczyszczeń organicznych, mgChZT/mg d



Rys. 2.3a. Efektywność oczyszczania odcieków w reaktorze SBR w zależności od obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń (Bx) (wartości średnie)

Fig. 2.3a. Effectiveness of the landfill leachates treatment in SBR depending on impurities sludge loading (Bx) (mean values)

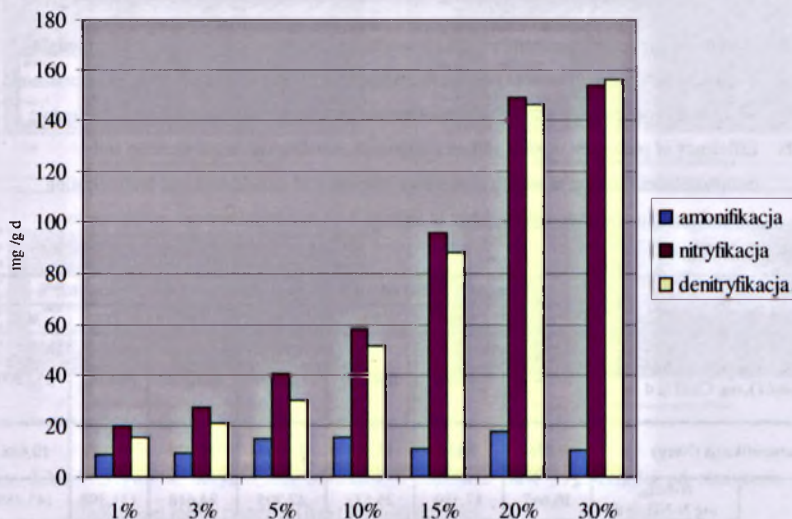
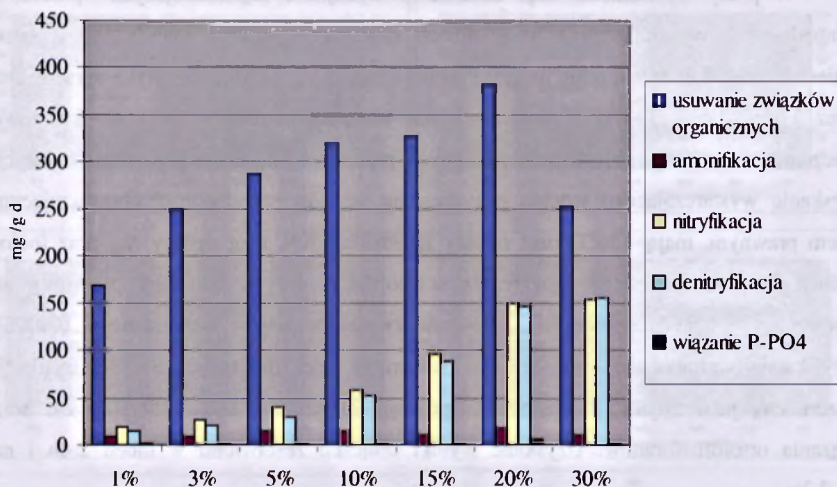
Z uwagi na istotne różnice w początkowych wartościach stężenia zanieczyszczeń w mieszaninie ścieków z odciekami, porównywanie efektywności oczyszczania (w zależności od objętościowego udziału odcieków α) tylko na podstawie bezwzględnych wartości analizowanych wskaźników w odpływie lub ich procentowo wyrażonej redukcji w stosunku do dopływu, mogłoby prowadzić do błędnych wniosków.

W pracy wyznaczono więc dodatkowo wydajność najistotniejszych procesów jednostkowych wyrażając ją w miligramach charakterystycznego dla danego procesu zanieczyszczenia w przeliczeniu na gram suchej masy osadu i dobę (metodyka opracowana przez Podedworną (2002)). Z analizowanych wskaźników zanieczyszczenia kluczowe znaczenie w ocenie przebiegu biochemicznych procesów jednostkowych, warunkujących uzyskanie wystarczającego stopnia oczyszczania ścieków, zgodnego z obowiązującym aktem prawnym, mają: ChZT, azot ogólny Kjeldahla TKN, azot ogólny N_{og} oraz fosfor ogólny (w pracy określany jako fosfor z ortofosforanów). Ich zmiany pozwoliły na określenie wydajności procesów: usuwania związków węgla organicznego (ChZT), nityfikacji (warunkującej powstawanie substratów dla denitryfikacji), denitryfikacji (rozumianej jako ubytek powstałego w procesie nityfikacji azotu utlenionego), oraz wiązania ortofosforanów. Uzyskane wyniki obliczeń zestawiono w tabeli 2.4b i na rys.2.3b.

Tabela 2.4b. Wydajność procesów: usuwania związków węgla organicznego, nityfikacji, denitryfikacji i wiązania ortofosforanów oraz procentowa wydajność nityfikacji i denitryfikacji w zależności od udziału procentowego odcieków w mieszaninie ze ściekami bytowymi – wartości średnie

Table 2.4b. Efficiency of processes: organic carbon compounds, nitrification, denitrification and orthophosphates bonding as well as percentage efficiency of nitrification and denitrification depending on participation of leachates in mixture with municipal sewage - mean values

Proces		Procentowy udział odcieków w mieszaninie ze ściekami bytowymi, %						
		1%	3%	5%	10%	15%	20%	30%
usuwanie związków organicznych (ChZT), mg ChZT/g d		169,478	249,206	287,640	320,397	327,353	383,385	252,800
amonifikacja (Norg)		9,056	9,444	15,103	15,404	11,029	17,733	10,688
nityfikacja	N-NH ₄ , mg N-NH ₄ /g d	10,667	17,580	25,533	42,705	84,618	131,398	143,488
	TKN, mg TKN/g d	19,724	27,025	40,635	58,109	95,647	149,130	154,176
	N-NO _x , mg N-NO _x /g d.	4,089	6,221	10,911	6,345	7,445	3,113	-1,796
	W _{nitr.} , %	99,9	99,9	99,4	97,5	95,3	97,1	85,9
denitryfikacja	N _{og} , mg N _{og} /g d.	15,634	20,804	29,725	51,764	88,202	146,017	155,972
	Δnitr-ΔNO _x	15,634	20,804	29,725	51,764	88,202	146,017	155,972
	W _{denit.} , %	79,0	76,9	71,4	88,2	92,1	97,5	99,4
wiązanie P-PO ₄ mg P-PO ₄ /g d.		1,156	1,101	1,557	1,530	0,816	5,388	2,672



Rys. 2.3b. Wydajność procesów: usuwania związków węgla organicznego, nityfikacji, denityfikacji i wiązania ortofosforanów w zależności od udziału procentowego odcieków w mieszaninie ze ściekami bytowymi – wartości średnie

Fig. 2.3b. Efficiency of processes: organic carbon compounds, nitrification, denitrification and orthophosphates bonding as depending on participation of leachates in mixture with municipal sewage - mean values

Z ich analizy wynika, że dla udziału odcieków w ściekach 1-20% (B_x 0,23-0,96 mg ChZT/mg d), w przeprowadzonych badaniach uzyskiwano rosnącą wydajność procesów usuwania związków organicznych wyrażonych w ChZT średnio od wartości 169,5 do 383,4 mg ChZT/g d, oraz odpowiednio nityfikacji od wartości 19,7 do 149,1 mg N-NH₄/g d (wyrażonych poprzez ubytek TKN) i denityfikacji odpowiednio od 15,6 do 146,0 mg Nog /g d. Powyżej tego poziomu udziału odcieków nastąpiło obniżenie wydajności usuwania związków organicznych oraz stabilizacja wydajności procesów nityfikacji i denityfikacji.

Dodatkowo analizując zmiany stężenia azotu utlenionego (z uwzględnieniem w wartości wyjściowej produktu amonifikacji) oraz stężenia azotu utlenionego (z uwzględnieniem w wartości wyjściowej produktu nityfikacji) i odnosząc je następnie do warunków początkowych, określono wydajność procesów nityfikacji i denityfikacji jako procentowo wyrażony rzeczywisty ubytek - charakterystycznego dla każdego z tych procesów - substratu. Obliczone wartości zamieszczono także w tabeli 2.4b. Wyraźnie widać, że o ile procentowo wyrażona wydajność nityfikacji przyjmuje bardzo podobne wartości do wartości średniej redukcji azotu amonowego, o tyle procentowo wyrażona wydajność denityfikacji wyraźnie przyjmuje wartości wyższe od średniej redukcji azotu ogólnego (tabela 2.4a). Dokumentuje to fakt przebiegającego w reaktorze rozkładu biomasy, którego produkty w postaci azotu organicznego obniżają rzeczywisty przebieg procesu nityfikacji. Należy zatem przypuszczać, że pomimo obserwowanej wzrastającej wydajności analizowanych tu procesów jednostkowych, brak wystarczająco wysokiej wydajności usuwania węgla organicznego i azotu wynika z braku dostępności dla biomasy biodegradowalnej substancji organicznej. Jak bowiem wykazano mimo wysokiego obciążenia osadu ładunkiem ChZT, do udziału odcieków w ściekach na poziomie nie przekraczającym 20% ($B_x = 0,96$ mg ChZT/mg d) następuje prawie całkowite utlenianie azotu amonowego (99%). Wydajność denityfikacji nie jest zatem limitowana brakiem substratu w postaci N-NO_x, ale brakiem przyswajalnej substancji organicznej. W warunkach tak wysokiej wartości B_x nie powinna mieć miejsca nityfikacja. Jej obecność potwierdza zatem, że związki organiczne obecne w reaktorze w pozostałej nieprzyswojonej przez biomasę części są nierozkładalne biologicznie. Wydaje się zatem zasadne wnioskować, że dla udziału odcieków w ściekach do poziomu 20 %, który daje B_x o wartości 0,96 mg ChZT/mg d, przy którym obserwowany jest wzrost wydajności usuwania związków organicznych, należałoby proces prowadzić w zmienionym układzie oczyszczania, ze zdecydowaną wydłużoną fazą beztlenową (pociągającą za sobą prawdopodobnie konieczność wydłużenia cyklu pracy SBR), pozwalającą na hydrolizę

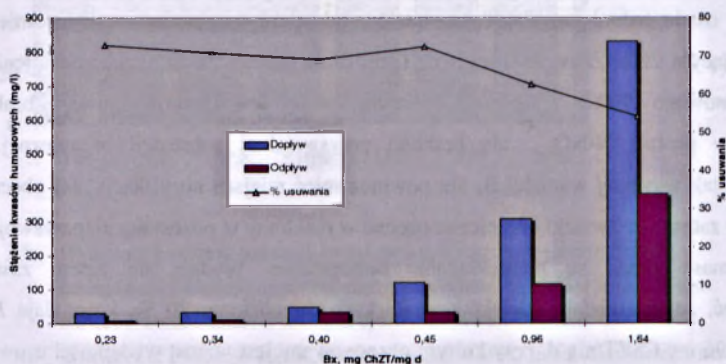
conajmniej części nierozłożonej frakcji węgla organicznego. Taki zabieg technologiczny mógłby spowodować także wzrost wydajności usuwania ortofosforanów.

Wyniki analizy efektywności usuwania substancji humusowych w procesie oczyszczania odcieków przy różnych wartościach B_x zestawiono w tabeli 2.5, rys. 2.4. Przeprowadzone badania wykazały, że ok. 70% efektywność tego procesu miała miejsce przy wartościach B_x w zakresie 0,23-0,45 mg ChZT/mg d, co odpowiadało stężeniom tych substancji w dopływie do reaktora w zakresie, odpowiednio 29,1 i 121 mg/l. Znaczne obniżenie skuteczności usuwania omawianej grupy związków, do 63% i 54% stwierdzono przy obciążeniu odpowiednio w zakresie 0,96-1,64 mg ChZT/mg d, przy którym ilość w dopływie wynosiła 308-830 mg/l.

Tabela 2.5. Wyniki analizy ilościowej substancji humusowych podczas procesu oczyszczania odcieków w reaktorze SBR w zależności od obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń (B_x)

Table 2.5. Results of quantitative analysis of humic substances during leachates treatment process in the SBR reactor depending on impurities sludge loading (B_x)

Udział odcieków w mieszaninie ze ściekami syntetycznymi, %	Obciążenie osadu ładunkiem zanieczyszczeń (B_x), mg ChZT/mg d	Stężenie substancji humusowych, mg/l		% usuwania
		Dopływ	Odpływ	
1	0,23	29,1	7,90	73
3	0,34	31,5	9,20	71
5	0,40	46,7	14,6	69
10	0,45	121	33,3	72
20	0,96	308	115	63
30	1,64	830	380	54



Rys. 2.4. Zależność pomiędzy skutecznością usuwania substancji humusowych a wielkością obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń (B_x) w procesie oczyszczania odcieków w SBR.

Fig. 2.4. Dependence between effectiveness of humic substances removal and impurities sludge loading values (B_x) in the leachates treatment process in SBR

Wyniki badań nad efektywnością usuwania metali w procesie oczyszczania odcieków oraz ich akumulacji w osadzie zestawiono w tabeli 2.6, rys. 2.5. Wykazały one, że cynk usuwany był w 53%-20% jedynie przy B_x odpowiednio 0,23-0,34 mg ChZT/mg d. Stężenie tego metalu w dopływie wynosiło wówczas 0,620-0,512 mgZn/l, zaś w odpływie 0,292-0,411 mgZn/l. Zwiększenie obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń do 0,40 mg ChZT/mg d spowodowało zahamowanie procesu usuwania tego metalu z mieszaniny odcieków ze ściekami bytowymi. Na uwagę zasługuje znaczne zwiększenie jego stężenia w osadzie: przy $B_x=0,23-0,45$ mg ChZT/mg d było ona w zakresie 7,477-8,631 mgZn/g, po zwiększeniu obciążenia do $B_x=0,96$ mg ChZT/mg d zawartość metalu w osadzie czynnym spadła do 5,742 mgZn/g, zaś przy $B_x=1,64$ mg ChZT/mg d – 2,225 mgZn/g.

Wysokoefektywne usuwanie miedzi miało miejsce przy $B_x=0,23-0,34$ mg ChZT/mg d (100% eliminacji), kiedy jej zawartość w dopływie zawierała się w przedziale odpowiednio, 0,276-0,172 mgCu/l. Przy tym zakresie B_x w osadzie było akumulowane, odpowiednio 0,632-0,232 mgCu/g. Spadek efektywności (do 62%) nastąpił po zwiększeniu B_x do 0,40 mg ChZT/mg d. Przy $B_x=0,45-0,96$ mg ChZT/mg d nastąpiło zwiększenie stężenia tego pierwiastka w osadzie do wartości, odpowiednio, 1,911-1,351 mgCu/g. Przy $B_x=1,64$ mg ChZT/mg d proces uległ spowolnieniu osiągając wartość 0,142 mgCu/g.

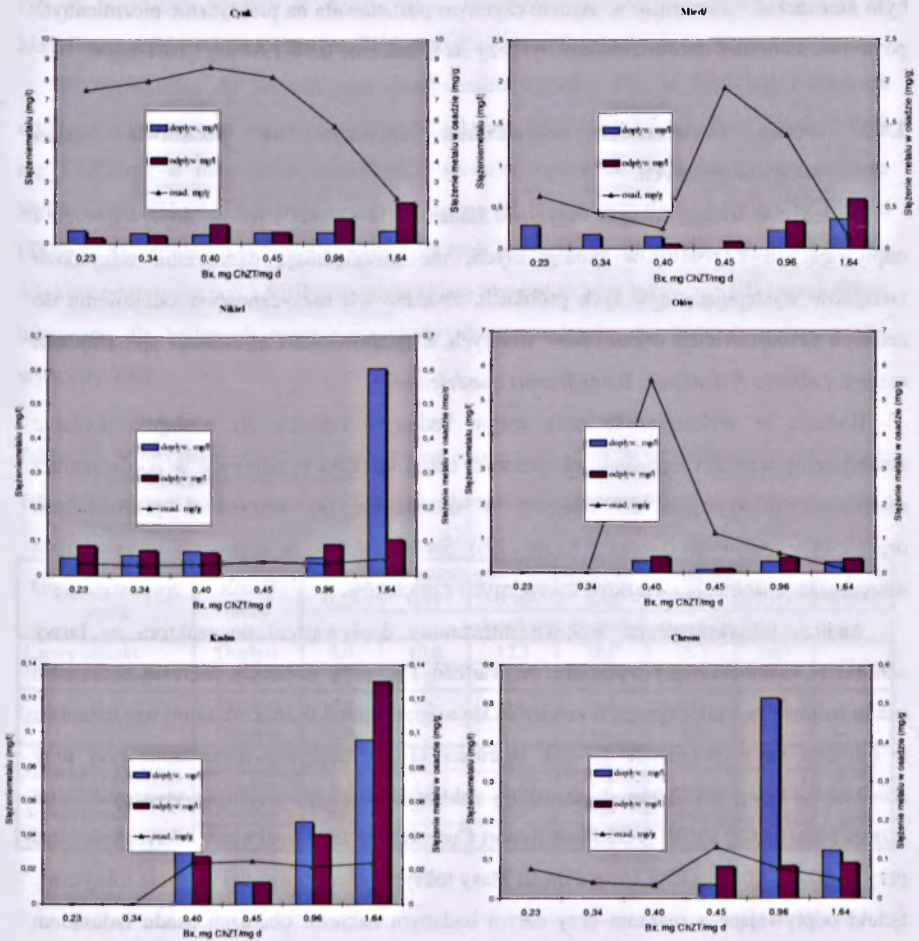
Przy B_x w zakresie 0,23-0,40 mg ChZT/mg d nie stwierdzono obecności chromu w dopływie i odpływie, natomiast przy $B_x = 0,45$ mg ChZT/mg d odnotowano stężenie chromu 0,036 mgCr/l w mieszaninie dopływającej do reaktora. Z uwagi na niewielką ilość tego pierwiastka, odnotowano 84% usuwanie tego metalu dopiero przy $B_x=0,96$ mg ChZT/mg d i 26% przy $B_x=1,64$ mg ChZT/mg d. Zawartość chromu w dopływie wynosiła wówczas, odpowiednio, 0,514 mgCr/l i 0,123 mgCr/l. Przy badanym zakresie obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń, wynoszącym 0,23-1,64 mg ChZT/mg d stężenie chromu w osadzie wahało się w zakresie 0,035-0,131 mgCr/g.

W przypadku niklu, ołowiu i kadmu nie stwierdzono eliminacji tych metali w procesie oczyszczania badanych odcieków, a tylko ich akumulację w niewielkim stopniu w osadzie. Przy badanym zakresie B_x , stężenie niklu w osadzie było rzędu 0,030-0,500 mgNi/g, ołowiu przy $B_x=0,40-0,45$ mg ChZT/mg d, w zakresie odpowiednio 5,575-1,161 mgPb/g, a przy $B_x=0,96-1,64$ mg ChZT/mg d, odpowiednio 0,583-0,125 mgPb/g. Wzrost stężenia kadmu stwierdzono tylko przy wyższych wartościach B_x , a mianowicie 0,40-1,64 mg ChZT/mg d, w ilości 0,022-0,025 mgCd/g.

Tabela 2.6. Wyniki analizy ilościowej metali podczas procesu oczyszczania odcieków w reaktorze SBR w zależności od obciążenia reaktora ładunkiem zanieczyszczeń (Bx)

Table 2.6. Results of quantitative analysis of metals during the leachates treatment process in the SBR reactor depending on sludge loading (Bx)

Oznaczenie	Rodzaj próby	Jednostka	Obciążenie osadu ładunkiem zanieczyszczeń, mg ChZT/mg d					
			0,23	0,34	0,40	0,45	0,96	1,64
			Udział odcieków w mieszaninie ze ściekami syntetycznymi, %					
			1	3	5	10	20	30
Cynk	odcieki	mg/l	1,124	1,457	1,816	1,266	1,314	1,272
	dopływ		0,620	0,512	0,440	0,533	0,526	0,588
	odpływ		0,292	0,411	0,948	0,577	1,231	2,004
	usuwanie	%	53	20	0	0	0	0
	osad	mg/g	7,477	7,918	8,631	8,150	5,742	2,225
Miedź	odcieki	mg/l	0,284	0,255	0,214	0,119	0,314	0,360
	dopływ		0,276	0,172	0,138	nw	0,212	0,352
	odpływ		nw	nw	0,053	0,082	0,322	0,592
	usuwanie	%	100	100	62	0	0	0
	osad	mg/g	0,632	0,412	0,232	1,911	1,351	0,142
Nikiel	odcieki	mg/l	0,492	0,361	0,144	0,283	0,447	0,992
	dopływ		0,052	0,060	0,072	nw	0,053	0,604
	odpływ		0,088	0,075	0,068	nw	0,092	0,105
	usuwanie	%	0	0	6	0	0	84
	osad	mg/g	0,036	0,030	0,034	0,041	0,036	0,050
Ołów	odcieki	mg/l	nw	0,312	0,776	0,190	0,468	0,356
	dopływ		nw	nw	0,362	0,098	0,347	0,320
	odpływ		nw	nw	0,476	0,135	0,462	0,428
	usuwanie	%	0	0	0	0	0	0
	osad	mg/g	nw	nw	5,575	1,161	0,583	0,125
Kadm	odcieki	mg/l	nw	0,034	0,056	0,021	0,064	0,116
	dopływ		nw	nw	0,038	0,013	0,048	0,096
	odpływ		nw	nw	0,028	0,013	0,041	0,130
	usuwanie	%	0	0	26	0	15	0
	osad	mg/g	nw	nw	0,024	0,025	0,022	0,024
Chrom	odcieki	mg/l	nw	0,231	0,252	0,710	0,627	0,148
	dopływ		nw	nw	nw	0,036	0,514	0,123
	odpływ		nw	nw	nw	0,082	0,084	0,092
	usuwanie	%	0	0	0	0	84	26
	osad	mg/g	0,077	0,042	0,035	0,131	0,076	0,050



Rys. 2.5. Ilość metali wściekach dopływających i odpływających oraz w osadzie czynnym przy różnym jego obciążeniu ładunkiem zanieczyszczeń (B_x)

Fig. 2.5. Quantity of the metals in reactor influent and effluent as well as activated sludge at different impurities sludge loading values (B_x)

Reasumując uzyskane wyniki badań, przy $B_x=0.23-0.34$ mg ChZT/mg d uzyskano wysokoefektywne usuwanie miedzi. Eliminacja cynku zachodziła przy tym zakresie B_x w mniejszym stopniu – efektywność usuwania tego pierwiastka wynosiła 53% przy $B_x=0.23$, zaś przy $B_x=0.34$ zmniejszyła się do 20%. Zarówno te metale, jak i ołów oraz chrom akumulowały się w osadzie czynnym przy $B_x=0.23-0.45$ mg ChZT/mg d, po przekroczeniu

wartości krytycznej nastąpiło ich wymywanie. Nie stwierdzono eliminacji niklu, kadmu i ołowiu podczas procesu oczyszczania odcieków, zaś ich zwiększanie stężenia w osadzie było nieznaczne – zawartość w osadzie czynnym pozostawała na praktycznie niezmiennym poziomie, natomiast chrom usuwany był przy Bx w zakresie 0,96-1,64 mg ChZT/mg d.

2.4.2. Ocena skuteczności oczyszczania odcieków na podstawie badań toksykologicznych.

Biorąc pod uwagę fakt, iż rutynowe badania chemiczne ścieków dopływających i odpływających z reaktorów biologicznych, nie uwzględniają oznaczenia wszystkich związków występujących w tych próbkach, zbadano ich toksyczność w odniesieniu do czterech przedstawicieli organizmów wodnych, a mianowicie: *Chironomus* sp., *Daphnia magna*, *Lebistes reticulatus*, *Scenedesmus quadricauda*.

Badania te wykazały, że przy całym badanym zakresie Bx nastąpiło wydatne zmniejszenie wartości jednostek toksyczności ostrej ścieków w odpływie w porównaniu z mieszaniną dopływającą do reaktora w odniesieniu do wszystkich przebadanych organizmów testowych (tabela 2.7., rys. 2.6). Świadczyło to, że w procesie oczyszczania następowała eliminacja związków toksycznych z odcieków.

Analiza toksykologiczna wpływu mieszaniny dopływającej do reaktora na larwy ochotki (*Chironomus* sp.) wykazała, że wartość TU_a przy badanym zakresie obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń zawierała się w granicach 8,0-16,7. W odpływie jednostki te mieściły się w przedziale 1,7-3,3. Wartości TU_a w dopływie stwierdzone przy $Bx=0,23-0,34$ mg ChZT/mg d pozwalają zaklasyfikować go według wytycznych Unii Europejskiej (ACE 89/BE 2/D3 Final Report Commission EC) do II klasy toksyczności, zaś przy $Bx=0,40-1,64$ mg ChZT/mg d do III klasy toksyczności uznawanej za silnie toksyczną. Ścieki odpływające z reaktora przy całym badanym zakresie obciążeń osadu ładunkiem zanieczyszczeń zaklasyfikowano jako toksyczne (II klasa). Ocieki charakteryzowały się wartością TU_a równą 45,5, co klasyfikuje je jako silnie toksyczne (III klasa) dla *Chironomus* sp.

Badania toksykologiczne na organizmach *Daphnia magna* wykazały, że wartość TU_a w dopływie i ściekach odpływających wahała się przy stosowanych wartościach Bx , odpowiednio w zakresie 2,2-5,0 i 1,3-1,4, co pozwala zaklasyfikować je jako toksyczne (II klasa) dla tych skorupiaków. Wartości TU_a oznaczone w odciekach wynosiły 16,0 co pozwala zakwalifikować je jako silnie toksyczne (III klasa) dla badanych organizmów.

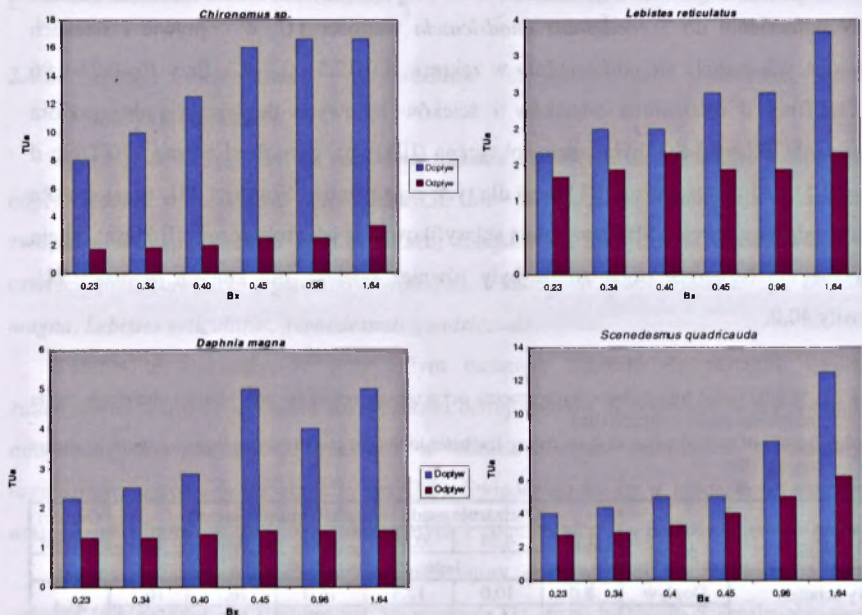
W przypadku *Lebistes reticulatus* TU_a dopływu przy $Bx=0,23-1,64$ mg ChZT/mg d było w zakresie 1,7-3,3, zaś odpływu 1,3-1,7, próby te były zatem toksyczne (II klasa) dla ryb. W przypadku odcieku ze składowiska odnotowano wartość TU_a wynoszące 85,8 co klasyfikuje je jako silnie toksyczne (III klasa) dla *Lebistes reticulatus*.

W odniesieniu do *Scenedesmus quadricauda* wartości TU_a w dopływie i ściekach odpływających wahały się odpowiednio w zakresie 4,0-12,5 i 2,7-6,3. Przy $Bx=0,23-0,96$ mg ChZT/mg d mieszanina odcieków i ścieków bytowych dopływająca do reaktora wykazywała $TU_a=4,0-8,3$, była zatem toksyczna (II klasa), przy $Bx=1,64$ mg ChZT/mg d ($TU_a=12,5$) - silnie toksyczna (III klasa) dla tych organizmów. Wartości TU_a uzyskane dla ścieków odpływających z SBR pozwalają sklasyfikować je jako toksyczne (III klasa). Silnie toksyczne dla badanych organizmów były również odcieki, dla których wartości TU_a wynosiły 40,0.

Tabela 2.7. Wyniki badań toksykologicznych procesu oczyszczania odcieków przy różnym obciążeniu osadu ładunkiem zanieczyszczeń (Bx)

Table 2.7. Results of toxicological analysis during leachates treatment process depending on impurities sludge loading (Bx)

Organizm testowy, wynik	Rodzaj próby	Obciążenie osadu ładunkiem zanieczyszczeń						Odcieki surowe
		0,23	0,34	0,40	0,45	0,96	1,64	
		Jednostka toksyczności ostrej TU_a						
<i>Larwy ochotki (Chironomidae)</i>	Dopływ	8,0	10,0	12,5	16,0	16,7	16,7	45,5
	Odpływ	1,7	1,8	2,0	2,5	2,5	3,3	
<i>Daphnia magna</i>	Dopływ	2,2	2,5	2,9	5,0	4,0	5,0	16,0
	Odpływ	1,3	1,3	1,3	1,4	1,4	1,4	
<i>Lebistes reticulatus</i>	Dopływ	1,7	2,0	2,0	2,5	2,5	3,3	85,8
	Odpływ	1,3	1,4	1,7	1,4	1,4	1,7	
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Dopływ	4,0	4,3	5,0	5,0	8,3	12,5	40,0
	Odpływ	2,7	2,9	3,3	4,0	5,0	6,3	



Rys. 2.6. Porównanie oddziaływania toksycznego zanieczyszczeń występujących w ściekach dozowanych i odprowadzanych z SBR na wybrane organizmy wodne podczas procesu oczyszczania przy różnym obciążeniu osadu ładunkiem zanieczyszczeń (Bx)

Fig. 2.6. Comparison of the toxic influence of contaminations occurring in wastes inflowing and outflowing from SBR on selected water organisms during treatment process at different sludge impurities loading (Bx)

2.4.3. Wpływ obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń na kształtowanie się biocenozy osadu czynnego w procesie oczyszczania odcieków

W procesie oczyszczania odcieków prowadzonym przy różnych wartościach B_x następowały także istotne zmiany w liczebności i składzie rodzajowym mikroorganizmów tworzących biocenozę osadu. Osad czynny użyty do zaszczepienia reaktora SBR wykazywał cechy osadu wpracowanego do oczyszczania ścieków bytowych. Charakteryzował się bowiem dobrze uformowanymi kłaczkami barwy brązowej w liczbie $208 \cdot 10^3/\text{ml}$ ($52,0 \cdot 10^3/\text{mg sm}$) z widocznymi licznymi skupiskami bakterii zooglealnych ($2,4 \cdot 10^3/\text{ml}$, $0,6 \cdot 10^3/\text{mg sm}$) i typowymi koloniami *Zoogloea ramigera* ($12,6 \cdot 10^3/\text{ml}$, $3,1 \cdot 10^3/\text{mg sm}$) oraz bakterii nitkowatych ($11,4 \cdot 10^3/\text{ml}$, $2,8 \cdot 10^3/\text{mg sm}$). Mikrofaunę stanowiło 6 taksonów z grupy wiciowych ($8,4 \cdot 10^3/\text{ml}$, $2,1 \cdot 10^3/\text{mg sm}$), pierwotniaków wolnoptywających z rodzaju *Aspidisca* ($4,2 \cdot 10^3/\text{ml}$, $1,0 \cdot 10^3/\text{mg sm}$), *Lionotus* sp. ($4,8 \cdot 10^3/\text{ml}$, $1,2 \cdot 10^3/\text{mg sm}$) i *Oxytricha* ($0,6 \cdot 10^3/\text{ml}$, $0,1 \cdot 10^3/\text{mg sm}$), osiadłych z rodzaju *Vorticella* ($5,4 \cdot 10^3/\text{ml}$, $1,3 \cdot 10^3/\text{mg sm}$) oraz wrotki ($7,2 \cdot 10^3/\text{ml}$, $1,8 \cdot 10^3/\text{mg sm}$) (tabela 2.8./a, 2.8./b, rys. 2.7, 2.8).

Po siedmiodniowym dozowaniu mieszaniny odcieków i ścieków bytowo-gospodarczych o obciążeniu osadu ładunkiem zanieczyszczeń wynoszącym $0,23 \text{ ChZT/mg d}$ (ChZT dopływu $632 \text{ mgO}_2/\text{l}$), ilość kłaczeków nieznacznie zmniejszyła się do $189,0 \cdot 10^3/\text{ml}$ ($45,9 \cdot 10^3/\text{mg sm}$). Nadal miały barwę brązową, były duże, dobrze uformowane, o strukturze luźnej, dobrze opadające (indeks osadu 97 ml/g). Zmniejszyła się liczebność pierwotniaków z rodzaju *Lionotus* do $2,0 \cdot 10^3/\text{ml}$ ($0,5 \cdot 10^3/\text{mg sm}$) oraz wrotków - $6,0 \cdot 10^3/\text{ml}$ ($1,4 \cdot 10^3/\text{mg sm}$), a wzrosła ilość *Vorticella* sp. - $33,0 \cdot 10^3/\text{ml}$ ($8,0 \cdot 10^3/\text{mg sm}$). Zwiększenie B_x do $0,34 \text{ ChZT/mg d}$ spowodowało dalsze zmniejszenie ilości kłaczeków osadu czynnego do $153,0 \cdot 10^3/\text{ml}$ ($40,5 \cdot 10^3/\text{mg sm}$). Wykazywały one barwę jasnobrązową i zbitą strukturę. Były dobrze opadające (indeks osadu 102 ml/g), mimo obecności licznych bakterii nitkowatych w ilości $44,0 \cdot 10^3/\text{ml}$ ($11,6 \cdot 10^3/\text{mg sm}$). Stwierdzono obecność bakterii *Zoogloea ramigera* w ilości $2,0 \cdot 10^3/\text{ml}$ ($0,5 \cdot 10^3/\text{mg sm}$) oraz wiciowców - $11,0 \cdot 10^3/\text{ml}$ ($2,9 \cdot 10^3/\text{mg sm}$). Nastąpiło zmniejszenie się ilości pierwotniaków z rodzaju *Vorticella* do $4,0 \cdot 10^3/\text{ml}$ ($1,0 \cdot 10^3/\text{mg sm}$), nadal spadała liczba *Lionotus* sp. - $1,0 \cdot 10^3/\text{ml}$ ($0,3 \cdot 10^3/\text{mg sm}$).

Po dozowaniu odcieków w 5% stosunku ilościowym z syntetycznymi ściekami bytowymi (ChZT dopływu średnio $955 \text{ mgO}_2/\text{l}$) w ilości zapewniającej B_x w wielkości $0,40 \text{ ChZT/mg d}$, kłaczkosy osadu miały barwę jasnobrązową, stały się pozlewane, dobrze opadające (indeks osadu 102 ml/g), z licznymi skupiskami bakterii zooglealnych ($95,4 \cdot 10^3/\text{ml}$, $27,7 \cdot 10^3/\text{mg sm}$) i typowymi koloniami *Zoogloea ramigera* ($4,2 \cdot 10^3/\text{ml}$,

$1,2 \cdot 10^3$ /mg sm) oraz bakterii nitkowatych ($18 \cdot 10^3$ /ml, $5 \cdot 10^3$ /mg sm). Mikrofaunę stanowiło 5 taksonów pierwotniaków (*Mastigota* nd., *Aspidisca* sp., *Oxytricha* sp., *Opercularia* sp., ameby skorupkowe) oraz wrotki ($3,0 \cdot 10^3$ /ml, $0,8 \cdot 10^3$ /mg sm)). Wśród pierwotniaków dominowały rodzaje *Aspidisca* ($4,8 \cdot 10^3$ /ml, $1,3 \cdot 10^3$ /mg sm) i *Opercularia* ($13,8 \cdot 10^3$ /ml, $3,8 \cdot 10^3$ /mg sm). Kontynuowanie procesu oczyszczania przy podanym wyżej obciążeniu reaktora spowodowało obniżenie ilości w osadzie zooglealnych skupisk bakterii (do $12,2 \cdot 10^3$ /ml, $3,4 \cdot 10^3$ /mg sm), pierwotniaków z grupy wiciowych i z rodzaju *Aspidisca* (do $0,6 \cdot 10^3$ /ml, $0,2 \cdot 10^3$ /mg sm), natomiast znaczący wzrost ilości *Opercularia* sp. (do $33 \cdot 10^3$ /ml, $9,2 \cdot 10^3$ /mg sm). W osadzie pojawiły się także pierwotniaki wolnoptywające z rodzaju *Lionotus* ($0,6 \cdot 10^3$ /ml, $0,2 \cdot 10^3$ /mg sm) oraz ameby skorupkowe ($1,2 \cdot 10^3$ /ml, $0,3 \cdot 10^3$ /mg sm).

Zwiększenie obciążenia osadu do 0,45 ChZT/mg d przez dodanie 10% odcieków do ścieków syntetycznych spowodowało rozdrobnienie kłaczków i zmniejszenie ich wymiarów, ale nie pogorszyło opadalności osadu (indeks osadu wynosił 96 ml/g). Liczba zooglealnych skupisk bakterii była zbliżona do stwierdzonej przy obciążeniu wynoszącym 0,40 mg ChZT/mg d ($23,4 \cdot 10^3$ - $72 \cdot 10^3$ /ml, $6,6 \cdot 10^3$ - $20,4 \cdot 10^3$ /mg sm), natomiast zanikła *Zoogolea ramigera* i zmniejszyła się liczba *Opercularia* sp. (do $2,8 \cdot 10^3$ - $4,2 \cdot 10^3$ /ml, $0,8 \cdot 10^3$ - $1,2 \cdot 10^3$ /mg sm). O niekorzystnym oddziaływaniu na mikrofaunę osadu ścieków dozowanych do reaktora świadczył wzrost ilości wiciowych ($2,1 \cdot 10^3$ /ml, $0,6 \cdot 10^3$ /mg sm), zanik ameb skorupkowych, pierwotniaków z rodzajów *Lionotus* i *Oxytricha*, a pod koniec omawianego wariantu badań także *Aspidisca* sp. i wrotków oraz pojawienie się w osadzie oderwanych od nóżki telotrochów orzęsków osiadłych ($1,4 \cdot 10^3$ /ml, $0,4 \cdot 10^3$ /mg sm). Okresowo, w osadzie czynnym pojawiły się pierwotniaki osiadłe z rodzaju *Tokophrya* sp. ($0,6 \cdot 10^3$ /ml, $1,7 \cdot 10^3$ /mg sm). Ogółem przy ww. obciążeniu osadu, mikrofaunę stanowiły 4 taksony mikroorganizmów.

Gwałtowne pogorszenie jakości osadu czynnego spowodowało zwiększenie jego obciążenia do 0,96 mg ChZT/mg d przez dozowanie 20% odcieków w mieszaninie ze ściekami syntetycznymi. Przejawiało się to w dalszym rozdrobnieniu oraz otorbieniu kłaczków połączonym z drastycznym spadkiem ilości w nich bakterii tworzących skupiska zooglealne (do $3 \cdot 10^3$ /ml, $0,9 \cdot 10^3$ /mg sm), ograniczeniu ilości mikrofauny do dwóch taksonów (*Glaucoma* sp. - $1,2 \cdot 10^3$ /ml, $0,4 \cdot 10^3$ /mg sm i *Opercularia* sp. - $22,2 \cdot 10^3$ /ml, $6,9 \cdot 10^3$ /mg sm) i obumarciem wrotków. Jednocześnie, w osadzie wzrosła wydatnie ilość bakterii nitkowatych (do $52,2 \cdot 10^3$ /ml, $16,2 \cdot 10^3$ /mg sm), co może świadczyć o dużej odporności tych bakterii na działanie związków toksycznych występujących w odciekach.

Tabela 2.8./a Liczebność mikroorganizmów w osadzie czynnym w zależności od obciążenia reaktora ładunkiem zanieczyszczeń (Bx), w przeliczeniu na ml osadu czynnego

Table 2.8./a Quantity of microorganisms in the activated sludge depending on impurities loading (Bx), calculated on ml of activated sludge

Udział odcieków w mieszaninie ze ściekami syntetycznymi, % Obciążenie osadu, mg ChZT/mg d (Bx) Indeks osadu, ml/g	osad zaszczepiający		1	3	5	10	20	30	
	0,20	0,34							0,40
	99	102	97	102	102	96	80	72	
Data badania	08.04.05								
Charakterystyka ogólna osadu	Klaczki brązowe, o strukturze luźnej, brak bakterii wolnożyjących	Klaczki brązowe, o strukturze luźnej, brak bakterii wolnożyjących	Klaczki brązowe, duże, o strukturze luźnej, dobrze uformowane, brak bakterii wolnożyjących	Klaczki jasnobrązowe, duże o strukturze zbitej, dobrze uformowane, brak bakterii wolnożyjących	Klaczki duże, pozostawane (nie dają się liczyć), barwy jasnobrązowej, dobrze opadające, brak bakterii wolnożyjących	Klaczki dobrze uformowane, barwy ciemnobrązowej, b. dużej, co uniemożliwia ich liczenie, brak bakterii wolnożyjących	Klaczki drobne, o strukturze lekkko uformowanej, dobrze opadające, brak bakterii wolnożyjących	Klaczki barwy brązowej, dość zbite, otoczone, brak bakterii wolnożyjących	Klaczki barwy brązowej, dość luźnej, otoczone, brak bakterii wolnożyjących
	klaczki osadu zooglealne skupiska bakterii	208,2·10 ³	189,0·10 ³	153,0·10 ³	-	-	-	93·10 ³	85,2·10 ³
	<i>Zoogloea ramigera</i>	2,4·10 ³	-	-	95,4·10 ³	12,2·10 ³	23,4·10 ³	3·10 ³	1,2·10 ³
	bakterie młokowate	12,6·10 ³	-	2,0·10 ³	4,2·10 ³	-	-	-	-
	<i>Mastigota</i> nd.	11,4·10 ³	51,0·10 ³	44,0·10 ³	18·10 ³	16,8·10 ³	32,4·10 ³	52,2·10 ³	43,8·10 ³
	<i>Aspidisca</i> sp.	8,4·10 ³	-	11,0·10 ³	1,8·10 ³	0,6·10 ³	1,8·10 ³	-	3,6·10 ³
	<i>Glaucocia</i> sp.	4,2·10 ³	-	-	4,8·10 ³	0,6·10 ³	0,6·10 ³	-	-
	<i>Lionotus</i> sp.	4,8·10 ³	2,0·10 ³	1,0·10 ³	-	0,6·10 ³	-	-	-
	<i>Oxviriha</i> sp.	0,6·10 ³	-	-	0,6·10 ³	-	-	-	-
	<i>Vorticella</i> sp. telotroch	5,4·10 ³	33,0·10 ³	4,0·10 ³	-	-	-	-	-
	<i>Opercularia</i> sp.	-	-	-	13,8·10 ³	33·10 ³	4,2·10 ³	22,2·10 ³	3,5·10 ³
	<i>Tokoplirya</i> sp.	-	-	-	-	-	0,6·10 ³	-	-
	Ameby skorupkowe (<i>Diffugia</i> nd)	-	23,0·10 ³	1,0·10 ³	-	1,2·10 ³	-	-	-
<i>Rotatoria</i> nd	7,2·10 ³	6,0·10 ³	5,0·10 ³	3,0·10 ³	1,8·10 ³	1,8·10 ³	0,6·10 ³ (martwe)	-	

(- nie stwierdzono)
Liczebność mikroorganizmów w 1 ml osadu

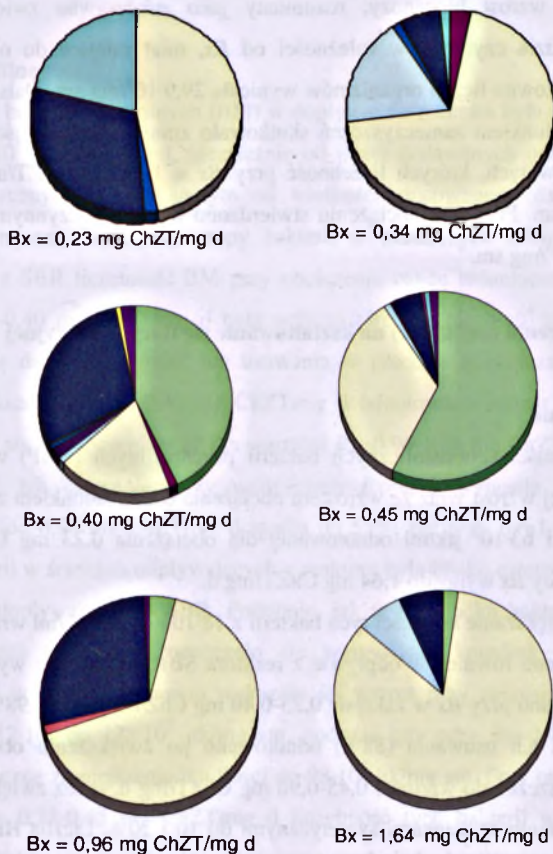
Tabela 2.8./b Liczebność mikroorganizmów w osadzie czynnym w zależności od obciążenia reaktora ładunkiem zanieczyszczeń (Bx), w przeliczeniu na mg suchej masy
 Table 2.8./b Quantity of microorganisms in the activated sludge depending on impurities sludge loading (Bx), calculated on mg of dry mass

Udział odcieków w mieszaninie ze ściekami syntetycznymi, % Obciążenie osadu, mg ChZT/mg d (Bx) Indeks osadu, ml/g	osad zaszczepiający	1	3	5	10	20	30				
								0,20	0,34	0,40	0,45
Data badania	08.04.05	97	102	102	96	80	72				
Charakterystyka ogólna osadu	Kłaczkii brązowe, o strukturze luźnej, brak bakterii wlopnopływających	Kłaczkii brązowe, duże, o strukturze luźnej, dobrze uformowane, brak bakterii wlopnopływających	Kłaczkii jasnobrązowe, duże o strukturze zbitej, dobrze uformowane, brak bakterii wlopnopływających	12.05.05	20.06.05	24.05.05	20.06.05	12.07.05	29.09.05	25.11.05	
				Kłaczkii duże, pozlewane (nie dają się liczyć), barwy jasnobrązowej, dobrze opadające, brak bakterii wlopnopływających	Kłaczkii drobne, o strukturze lekku uformowane, dobrze opadające, luźnej, barwy brązowej, dobrze uformowane, brak bakterii wlopnopływających	Kłaczkii dobrze uformowane, barwy ciemnobezowej, b. duże, co uniemożliwia liczenie, brak bakterii wlopnopływających	Kłaczkii drobne, o strukturze lekku uformowane, dobrze opadające, luźnej, barwy brązowej, dobrze uformowane, brak bakterii wlopnopływających	Bardzo liczne drobne kłaczkii o luźnej strukturze, nie dające się policzyć. Liczone tylko wyrazne kolonie bakterii zrogiałnych, brak bakterii wlopnopływających	Kłaczkii barwy brązowej, dość zbite, odczarne, brak bakterii wlopnopływających	Kłaczkii barwy brązowej, dość zbite, odczarne, brak bakterii wlopnopływających	Kłaczkii barwy brązowej, dość zbite, odczarne, brak bakterii wlopnopływających
				26648	6629	3408	6629	20397	932	28882	27264,0
				1173	-	-	-	-	-	-	384
				5028	9178	4693	9178	3966	16211	14016	-
				503	-	168	-	595	-	1152	-
				1341	170	168	170	-	-	-	-
				-	-	-	-	-	373	-	-
				264	264	168	-	-	-	-	-
				168	-	-	-	-	-	-	-
				8010	1058	-	-	397	-	-	-
				-	-	-	-	-	-	-	-
				-	-	3855	-	-	793	6894	1120
				-	-	-	-	-	170	-	-
				-	-	-	-	335	-	-	-
1800	1800	5582	264	503	510	186	-				
		1456	1323	838							

(- nie stwierdzono)
 Liczebność mikroorganizmów w 1mg



Rys. 2.7. Główne grupy mikroorganizmów wchodzące w skład biocenozy osadu czynnego zaadaptowanego do oczyszczania odcieków w reaktorze SBR
 Fig. 2.7. The main groups of the microorganisms of activated sludge biocenosis adapted to landfill leachates treatment in SBR



Rys. 2.8. Procentowy udział różnych grup mikroorganizmów w biocenozie osadu czynnego w procesie oczyszczania odcieków w reaktorze SBR przy różnym obciążeniu osadu (B_x)

Fig. 2.8. Percentage participation of different groups of microorganisms in the activated sludge biocenosis in the leachates treatment process in SBR, at different sludge load values (B_x)

Obciążenie osadu do 1,64 mg ChZT/mg d przy 30 % dodatku odcieków do ścieków syntetycznych spotęgowało zjawiska opisane wyżej. Ilość zooglealnych skupisk bakterii spadła do $1,2 \cdot 10^3$ /ml ($0,4 \cdot 10^3$ /mg sm), a bakterii nitkowatych była dalej b. wysoka ($43,8 \cdot 10^3$ /ml, $14,0 \cdot 10^3$ /mg sm). W osadzie pojawiły się grzyby strzępkowe w liczbie 3000/ml ($1,0 \cdot 10^3$ /mg sm). Organizmy te nie wpłynęły negatywnie na właściwości sedymentacyjne osadu, bowiem indeks objętościowy był nadal niski i wynosił 72 ml/g. Jedynymi organizmami zwierzęcymi w osadzie były wiciowe ($3,6 \cdot 10^3$ /ml, $1,1 \cdot 10^3$ /mg sm) i *Opercularia* sp. ($3,5 \cdot 10^3$ /ml, $1,1 \cdot 10^3$ /mg sm).

Tzw. ustalony wzrost biocenozy, rozumiany jako sukcesywne zwiększenie ilości organizmów w osadzie czynnym w zależności od B_x , miał miejsce do obciążenia 0,40 mgChZT/mg d - całkowita liczba organizmów wyniosła $29,9 \cdot 10^3$ /mg sm. Dalsze zwiększenie obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń skutkowało zmniejszeniem ilości organizmów, prócz bakterii nitkowatych, których liczebność przy $B_x = 1,64$ mg ChZT/mg d osiągnęła wartość $14 \cdot 10^3$ /mg sm. Przy tym obciążeniu stwierdzono w osadzie czynnym ogólną liczbę organizmów $16,5 \cdot 10^3$ /mg sm.

2.4.4. Wpływ obciążenia osadu (B_x) na kształtowanie się flory bakteryjnej

Bakterie psychrofilne

Badania liczebności heterotroficznych bakterii psychrofilnych (HBP) w dopływie do reaktora wykazały jej wzrost wraz ze wzrostem obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń, od średniej wartości $63 \cdot 10^5$ jtk/ml odnotowanej dla obciążenia 0,23 mg ChZT/mg d do $1 \cdot 300 \cdot 10^5$ jtk/ml, kiedy B_x wynosiło 1,64 mg ChZT/mg d.

Sukcesywne zwiększanie się ilości tych bakterii z $18 \cdot 10^4$ - $78 \cdot 10^4$ jtk/ml wraz ze wzrostem obciążenia odnotowano również w odpływie z reaktora SBR, przy czym wysokoefektywną ich eliminację uzyskano przy B_x w zakresie 0,23-0,40 mg ChZT/mg d (97-98%). Nieznaczne pogorszenie stopnia ich usuwania (88%) odnotowano po zwiększeniu obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń do wartości 0,45-0,96 mg ChZT/mg d, przez zwiększenie udziału odcieków w mieszaninie ze ściekami syntetycznymi do 10 i 20%. Liczba HBP w odpływie zwiększyła się do $515 \cdot 10^4$ - $654 \cdot 10^4$ jtk/ml. Dalsze pogorszenie efektywności eliminacji tych bakterii do 74% stwierdzono przy $B_x=1,64$ mg ChZT/mg d, przy którym liczba bakterii psychrofilnych w odpływie wzrosła prawie pięciokrotnie, osiągając wartość $3 \cdot 200 \cdot 10^4$ jtk/ml.

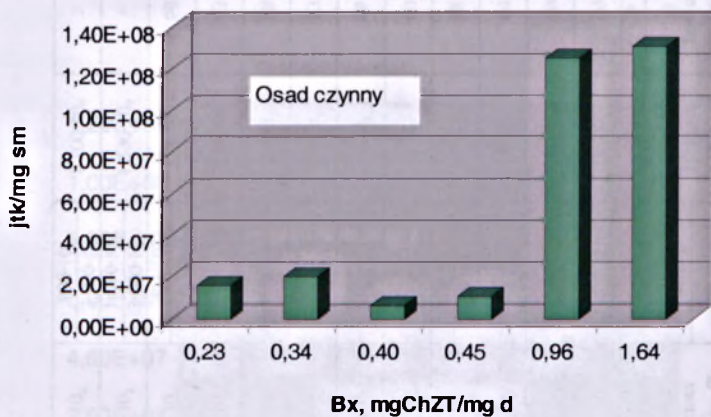
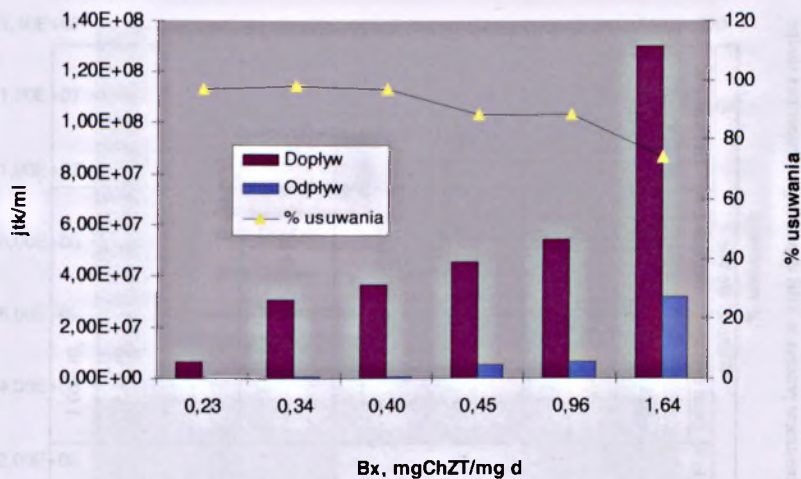
Z analizy ilości HBP w osadzie czynnym wynika, iż jej wzrost o $39 \cdot 10^5$ jtk/mg sm nastąpił przy zwiększeniu B_x z 0,23 do 0,34 mg ChZT/mg d. Nieznaczny spadek do $68 \cdot 10^5$ i $110 \cdot 10^5$ jtk/mg sm stwierdzono przy B_x , odpowiednio 0,40 i 0,45 mg ChZT/mg d. Średnio, przy zakresie B_x wynoszącym 0,23-0,45 mg ChZT/mg d liczebność omawianej grupy bakterii w osadzie czynnym wynosiła $135 \cdot 10^5$ jtk/mg sm. Gwałtowny wzrost akumulacji komórek tych bakterii w osadzie czynnym nastąpił po zwiększeniu udziału odcieków w mieszaninie ze ściekami bytowymi do 20% ($B_x=0,96$ mg ChZT/mg d). Liczba HBP wzrosła wówczas ponad dziesięciokrotnie, do $1\,257 \cdot 10^5$ jtk/mg sm. Przy $B_x=1,64$ mg ChZT/mg d nastąpiło wymywanie komórek tych mikroorganizmów z osadu czynnego, obrazowane wydatnym zwiększeniem ich ilości w odpływie (tabela 2.9, 2.21, rys. 2.9).

Bakterie mezofilne

Liczebność bakterii mezofilnych (BM) w dopływie do reaktora była na ogół stała, będąc w zakresie $23 \cdot 10^5$ - $56 \cdot 10^5$ jtk/ml, niezależnie od ilości dodawanych odcieków (1-30%) do ścieków syntetycznych, a tym samym od wielkości stosowanego B_x . Fakt ten można wytłumaczyć zmienną ilością tej grupy bakterii w naturalnych odciekach. W ściekach odpływających z SBR liczebność BM przy obciążeniu osadu ładunkiem zanieczyszczeń w przedziale 0,23-0,40 mg ChZT/mg d była stabilna (średnio ok. $5 \cdot 10^4$ jtk/ml), jak również utrzymywała się duża skuteczność ich usuwania w procesie oczyszczania odcieków (98-99%). Po zwiększeniu B_x do 0,45 mg ChZT/mg d odnotowano wzrost liczebności BM w odpływie, który stwierdzono również dla wartości $B_x=0,96$ -1,64 mg ChZT/mg d. Pogorszyła się skuteczność ich usuwania: przy wartościach $B_x=0,45$ wynosiła ona 90%, ale po zwiększeniu B_x do 0,96 mg ChZT/mg d spadła do 55%, zaś przy $B_x=1,64$ mg ChZT/mg d ilość tych bakterii w ściekach odpływających z reaktora była blisko czterokrotnie wyższa, niż w mieszaninie dopływającej do SBR. Podobnie, jak w przypadku bakterii psychrofilnych, przy tej wartości obciążenia rozpoczęło się wymywanie komórek z osadu. Badania liczebności BM w osadzie czynnym wykazały jej wzrost przy zakresie $B_x=0,23$ -0,40 mg ChZT/mg d z $12 \cdot 10^5$ do $123 \cdot 10^5$ jtk/mg sm, podczas gdy przy $B_x=0,45$ mg ChZT/mg d nastąpiło nieznaczne zmniejszenie ich ilości do $98 \cdot 10^5$ jtk/mg sm. Przy omawianym zakresie B_x wynoszącym 0,23-0,45 mg ChZT/mg d liczebność tych bakterii w osadzie wynosiła średnio $72 \cdot 10^5$ jtk/mg sm. Zwiększenie obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń do 0,96 i 1,64 mg ChZT/mg d spowodowało znaczny, ponad dziesięciokrotny wzrost ich akumulacji w osadzie, do, odpowiednio, $1\,025 \cdot 10^5$ i $1\,008 \cdot 10^5$ jtk/mg sm (tabela 2.10, 2.21, rys. 2.10)

Tabela 2.9. Liczebność bakterii psychrofilnych w dopływie, odpływie i osadzie czynnym w procesie oczyszczania odcieków w SBR w zależności od obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń (Bx)
 Table 2.9. Quantity of heterotrophic psychrophilic bacteria in influent, effluent and in activated sludge during leachates treatment process in SBR depending on impurities sludge loading (Bx)

Udział odcieków w mieszaninie %	Bx mgCHZT/mg d	Dopływ do reaktora jtk/ml	Osad czynny		Odpływ z reaktora jtk/ml	Usuwanie w procesie %	Wartości średnie		
			jtk/ml	jtk/mg sm			Dopływ do reaktora jtk/ml	Osad czynny jtk/ml	Odpływ z reaktora jtk/ml
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	0,23	55·10 ⁵	870·10 ³	12·10 ⁴	98	63·10 ⁵	670·10 ⁵	18·10 ⁴	97
		72·10 ⁵	211·10 ³	25·10 ⁴	97		162·10 ⁵		
		240·10 ⁵	470·10 ³	45·10 ⁴	98		736·10 ⁵		
3	0,34	370·10 ⁵	224·10 ³	32·10 ⁴	99	305·10 ⁵	201·10 ⁵	38·10 ⁴	98
		415·10 ⁵	850·10 ³	68·10 ⁴	98		243·10 ⁵		
		310·10 ⁵	676·10 ³	88·10 ⁴	97		68·10 ⁵		
5	0,40	400·10 ⁵	179·10 ³	618·10 ⁴	85	451·10 ⁵	390·10 ⁵	515·10 ⁴	88
		503·10 ⁵	337·10 ³	413·10 ⁴	92		110·10 ⁵		
		605·10 ⁵	94·10 ³	569·10 ⁴	91		4 050·10 ⁵		
10	0,45	480·10 ⁵	150·10 ³	740·10 ⁴	85	542·10 ⁵	1 257·10 ⁵	654·10 ⁴	88
		1 200·10 ⁵	42·10 ³	3 800·10 ⁴	68		4 100·10 ⁵		
		1 400·10 ⁵	170·10 ³	2 600·10 ⁴	81		1 312·10 ⁵		
20	0,96	1 200·10 ⁵	48·10 ³	3 800·10 ⁴	68	1 300·10 ⁵	4 100·10 ⁵	3 200·10 ⁴	74
		1 400·10 ⁵	1 100·10 ³	2 600·10 ⁴	81		1 312·10 ⁵		
		1 400·10 ⁵	352·10 ³	2 600·10 ⁴	81		1 312·10 ⁵		
30	1,64	1 400·10 ⁵	7 100·10 ³	2 600·10 ⁴	81	1 300·10 ⁵	4 100·10 ⁵	3 200·10 ⁴	74
		1 400·10 ⁵	2 272·10 ³	2 600·10 ⁴	81		1 312·10 ⁵		
		1 400·10 ⁵	2 272·10 ³	2 600·10 ⁴	81		1 312·10 ⁵		

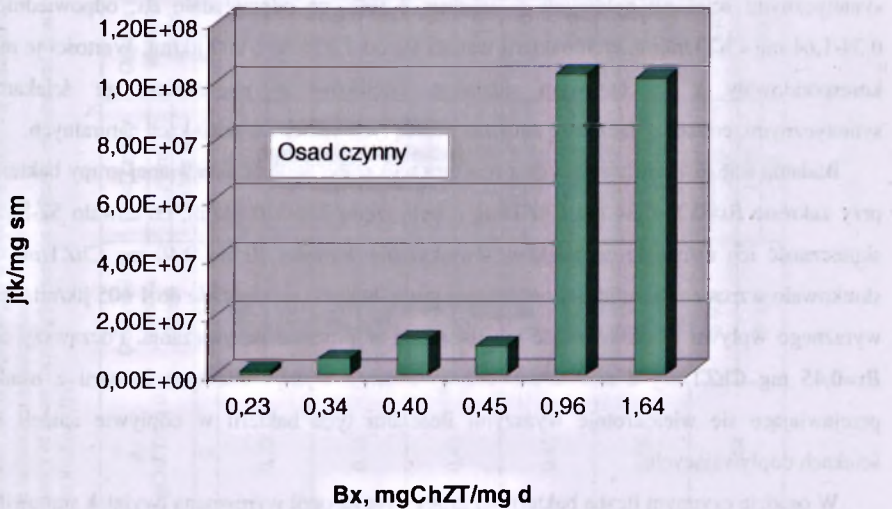
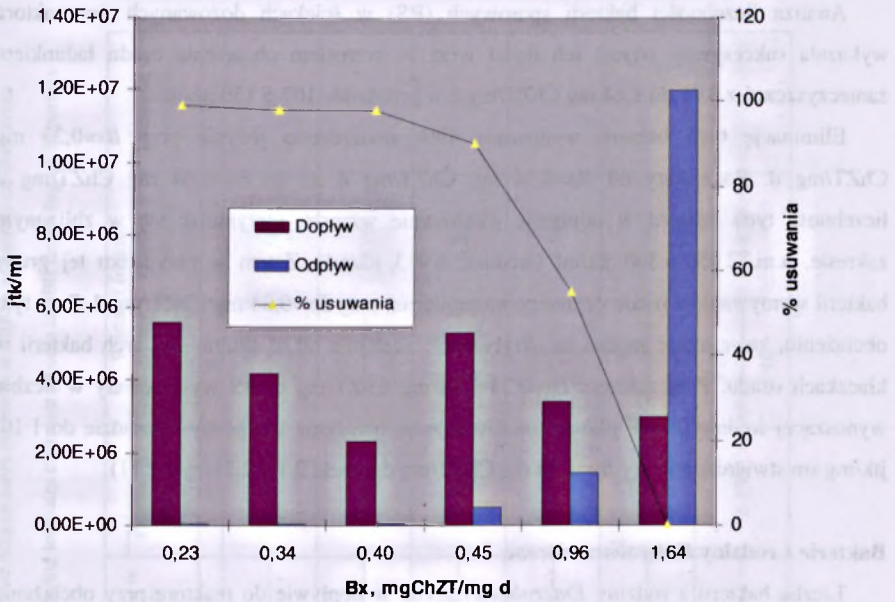


Rys. 2.9. Kształtowanie się liczebności bakterii psychrofilnych w dopływie, odpływie i osadzie czynnym oraz efektywność usuwania tych bakterii w procesie oczyszczania odcieków prowadzonym w reaktorze SBR.

Fig. 2.9. Formation of the quantity of the psychrophilic bacteria in the influent, effluent and activated sludge as well as effectiveness of these bacteria removal during the leachates treatment process in SBR

Tabela 2.10. Liczebność bakterii mezofilnych w dopływie, odpływie i osadzie czynnym w procesie oczyszczania odcieków w SBR w zależności od obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń (Bx)
 Quantity of mesophilic bacteria in influent, effluent and in activated sludge during leachates treatment process in SBR depending on impurities sludge loading (Bx)

Udział odcieków w mieszaniu %	2	Bx mgChZT/mg d loading (Bx)	Dopływ do reaktora jtk/ml	Osad czynny		5	Usuwanie w procesie %	Dopływ do reaktora jtk/ml	Wartości średnie		Usuwanie w procesie %
				jtk/ml	jtk/mg sm				Dopływ z reaktora jtk/ml	Osad czynny jtk/ml	
1			3	4		7	6	9	8		10
1	0,23		52·10 ⁵	29·10 ³	3·10 ⁴	99	56·10 ⁵	4·10 ⁴	49·10 ⁵	99	
			70·10 ³	7·10 ³	12·10 ⁵						
			17·10 ³	17·10 ³	6·10 ⁴	99					
3	0,34		37·10 ⁵	140·10 ³	4·10 ⁴	99	42·10 ⁵	6·10 ⁴	210·10 ⁵	98	
			37·10 ³	37·10 ³	55·10 ⁵						
			280·10 ³	280·10 ³	8·10 ⁴	98					
			74·10 ³	74·10 ³	8·10 ⁴	98					
5	0,40		10·10 ⁵	290·10 ³	2·10 ⁴	99	23·10 ⁵	4·10 ⁴	440·10 ⁵	98	
			81·10 ³	81·10 ³	123·10 ⁵						
			590·10 ³	590·10 ³	7·10 ⁴	98					
			165·10 ³	165·10 ³	7·10 ⁴	98					
10	0,45		60·10 ⁵	403·10 ³	44·10 ⁴	93	53·10 ⁵	50·10 ⁴	346·10 ⁵	90	
			114·10 ³	114·10 ³	98·10 ⁵						
			290·10 ³	290·10 ³	57·10 ⁴	88					
			82·10 ³	82·10 ³	57·10 ⁴	88					
20	0,96		30·10 ⁵	3700·10 ³	170·10 ⁴	43	34·10 ⁵	14,5·10 ⁵	3300·10 ⁵	55	
			149·10 ³	149·10 ³	1025·10 ⁵						
			2900·10 ³	2900·10 ³	121·10 ⁴	68					
30	1,64		39·10 ⁵	3800·10 ³	1290·10 ⁴	-	30·10 ⁵	119·10 ⁵	3150·10 ⁵	-	
			216·10 ³	216·10 ³	1008·10 ⁵						
			2500·10 ³	2500·10 ³	100·10 ⁴	-					
			22·10 ⁵	800·10 ³	100·10 ⁴	-					



Rys. 2.10. Kształtowanie się liczebności bakterii mezofilnych w dopływie, odpływie i osadzie czynnym oraz efektywność usuwania tych bakterii w procesie oczyszczania odcieków prowadzonym w reaktorze SBR.

Fig. 2.10 Formation of the quantity of the mesophilic bacteria in the influent, effluent and activated sludge as well as effectiveness of these bacteria removal during the leachates treatment process in SBR

Bakterie sporowe

Analiza liczebności bakterii sporowych (BS) w ściekach dozowanych do reaktora wykazała sukcesywny wzrost ich ilości wraz ze wzrostem obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń z 0,23 do 1,64 mg ChZT/mg d w przedziale 107-5 150 jtk/ml.

Eliminację tych bakterii wynoszącą 49% stwierdzono jedynie przy $B_x=0,23$ mg ChZT/mg d. Począwszy od $B_x=0,34$ mg ChZT/mg d aż do $B_x=1,64$ mg ChZT/mg d liczebność tych bakterii w odpływie gwałtownie wzrosła, utrzymując się w zbliżonym zakresie, a.m. 2 955-6 300 jtk/ml (średnio, 4 913 jtk/ml). Zatem w przypadku tej grupy bakterii wymywanie z osadu czynnego nastąpiło już przy $B_x=0,34$ mg ChZT/mg d. Przy tym obciążeniu, które uznać można za „krytyczne”, nastąpiła także akumulacja tych bakterii w kłaczkach osadu. Przy zakresie $B_x=0,34-1,64$ mg ChZT/mg d, BS występowały w liczbie wynoszącej średnio $29 \cdot 10^4$ jtk/mg sm. Gwałtowne obniżenie ich liczby w osadzie do $1 \cdot 10^4$ jtk/mg sm stwierdzono przy $B_x=1,64$ mg ChZT/mg d (tabela 2.11, 2.21, rys. 2.11).

Bakterie z rodziny *Enterobacteriaceae*

Liczba bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* w dopływie do reaktora przy obciążeniu osadu ładunkiem zanieczyszczeń wynoszącym 0,23 mg ChZT/mg d, była niewielka i nie przekraczała 650 jtk/ml. Przy zwiększaniu procentowego udziału odcieków w mieszaninie z syntetycznymi ściekami bytowymi w zakresie 3-30%, co odpowiadało B_x , odpowiednio, 0,34-1,64 mg ChZT/mg d, tych bakterii wahała się od 1 950 do 6 000 jtk/ml. Wartości te nie korespondowały z procentowym udziałem odcieków w mieszaninie ze ściekami syntetycznymi, co należy łączyć ze zmienną ilością tych bakterii w odciekach naturalnych.

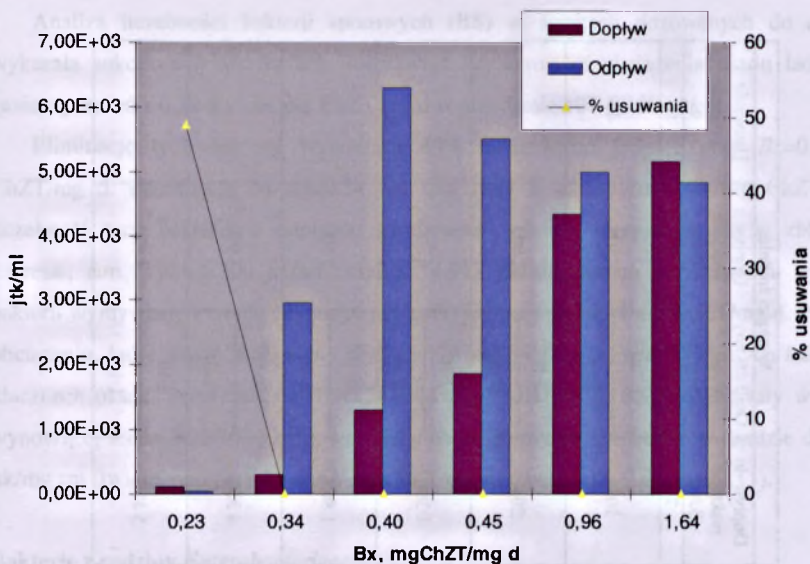
Badania ścieków odpływających z reaktora wykazały, że ilość omawianej grupy bakterii przy zakresie $B_x=0,23-0,34$ mg ChZT/mg d była rzędu 250-310 jtk/ml, co dawało 52-86% skuteczność ich usuwania ze ścieków. Zwiększenie wartości B_x do 0,40 mg ChZT/mg d skutkowało wzrostem liczebności omawianej grupy bakterii w odpływie do 1 605 jtk/ml, bez wyraźnego wpływu na skuteczność ich usuwania w procesie oczyszczania. Począwszy od $B_x=0,45$ mg ChZT/mg d zaobserwowano gwałtowne wymywanie tych bakterii z osadu przejawiające się wielokrotnie wyższymi ilościami tych bakterii w odpływie aniżeli w ściekach dopływających.

W osadzie czynnym liczba bakterii tej grupy była na ogół wyrównana (wyjątek stanowiło $B_x=0,40$ mg ChZT/mg d), mieszcząc się w zakresie $8 \cdot 10^4-26 \cdot 10^4$ jtk/mg sm (średnio $18 \cdot 10^4$ jtk/mg sm), niezależnie od opisanych wyżej fluktuacji ilości w odpływie i związanej z tym skuteczności usuwania w procesie oczyszczania (tabela 2.12, 2.21, rys. 2.12).

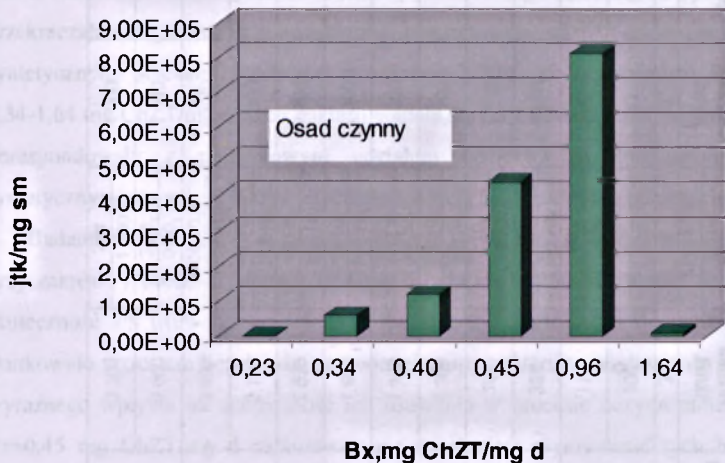
Tabela 2.11. Liczebność bakterii sporowych w dopływie, odpływie i osadzie czynnym w procesie oczyszczania odcieków w SBR w zależności od obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń (Bx)

Table 2.11. Quantity of spore forming bacteria in influent, effluent and in activated sludge during leachates treatment process in SBR depending on impurities sludge loading (Bx)

Udział odcieków w mieszaninie %	B _x mgChZT/mg d	Dopływ do reaktora jtk/ml	Osad czynny		Odpływ z reaktora jtk/ml	Usuwanie w procesie %	Dopływ do reaktora jtk/ml	Wartości średnie		Usuwanie w procesie %
			jtk/ml	jtk/mg sm				Osad czynny jtk/ml	Odpływ z reaktora jtk/ml	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
1	0,23	100	980	23	77	107	1 740	56	49	
			238				422			
3	0,34	115	2 500	90	22	294	23·10 ⁴	2 955	-	
			607				6·10 ⁴			
5	0,40	324	25·10 ⁴	4 500	-	1 300	42·10 ⁴	6 300	-	
			7·10 ⁴				12·10 ⁴			
10	0,45	264	21·10 ⁴	1 410	-	1 865	156·10 ⁴	5 500	-	
			5·10 ⁴				44·10 ⁴			
20	0,96	1 200	46·10 ⁴	5 400	-	4 350	260·10 ⁴	4 990	-	
			13·10 ⁴				81·10 ⁴			
30	1,64	1 400	38·10 ⁴	7 200	-	5 150	3·10 ⁴	4 820	-	
			11·10 ⁴				1·10 ⁴			
		1 800	166·10 ⁴	5 700	-					
		1 930	47·10 ⁴	5 300	-					
		5 100	147·10 ⁴	4 300	16					
		3 600	42·10 ⁴	5 680	-					
		6 600	202·10 ⁴	5 640	15					
		3 700	63·10 ⁴	4 000	-					
			319·10 ⁴							
			99·10 ⁴							
			6·10 ⁴							
			2·10 ⁴							
			1 700							
			544							



Sporowe



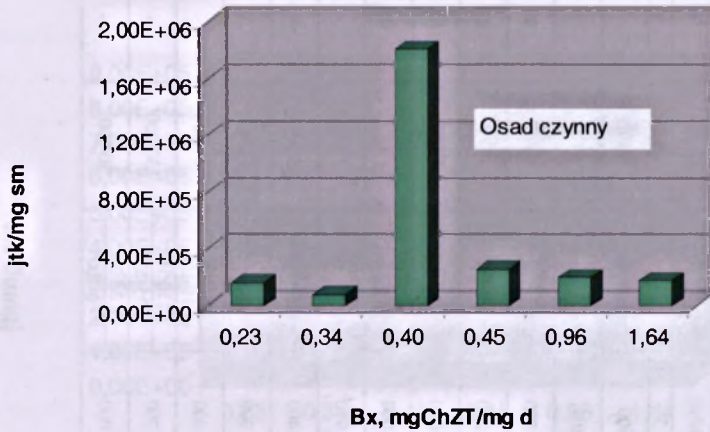
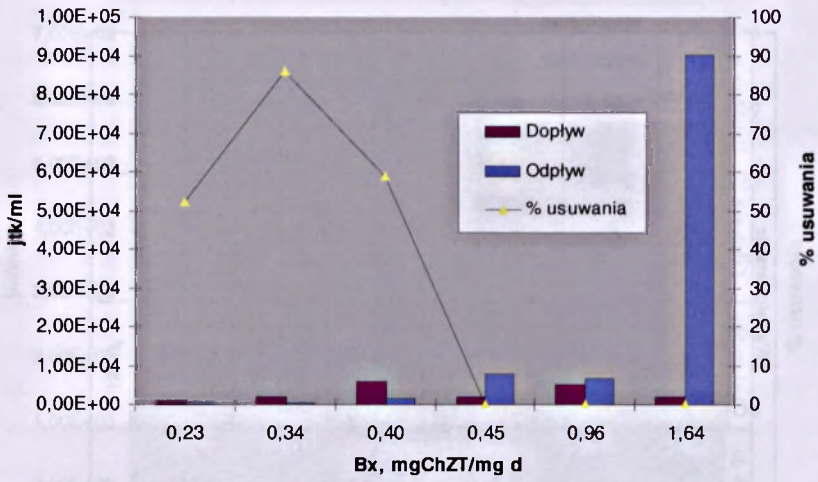
Rys. 2.11. Kształtowanie się liczności bakterii sporowych w dopływie, odpływie i osadzie czynnym oraz efektywność usuwania tych bakterii w procesie oczyszczania odcieków prowadzonym w reaktorze SBR.

Fig. 2.11. Formation of the quantity of the spore forming bacteria in the influent, effluent and activated sludge as well as effectiveness of these bacteria removal during the leachates treatment process in SBR

Tabela 2.12. Liczebność bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* w dopywie, odpływie i osadzie czynnym w procesie oczyszczania odcieków w SBR w zależności od obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń (Bx)

Table 2.12. Quantity of bacteria of the family *Enterobacteriaceae* in influent, effluent and in activated sludge during leachates treatment process in SBR depending on impurities sludge loading (Bx)

Udział odcieków w mieszaniu %	Bx mgChZT/mg d	Dopływ do reaktora jtk/ml	Osad czynny		Odpływ z reaktora jtk/ml	Usuwanie w procesie %	Dopływ do reaktora jtk/ml	Wartości średnie			Usuwanie w procesie %
			jtk/ml	jtk/mg sm				Osad czynny jtk/ml	Odpływ z reaktora jtk/ml	Usuwanie w procesie %	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		
1	0.23	500	90·10 ⁴	110	-	650	67·10 ⁴	310	52		
		800	22·10 ⁴	510	-		16·10 ⁴				
3	0.34	2 700	11·10 ⁴	300	89	1 950	30·10 ⁴	250	86		
		1 200	36·10 ⁴	200	83		8·10 ⁴				
		9 000	9·10 ⁴	1 100	88		325·10 ⁴				
5	0.40	3 000	25·10 ⁴	2 110	30	6 000	181·10 ⁴	1 605	59		
		2 910	7·10 ⁴	7 140	-		94·10 ⁴				
		1 400	100·10 ⁴	8 600	-		26·10 ⁴				
20	0.96	5 900	28·10 ⁴	6 200	-	5 150	67·10 ⁴	6 850	-		
		4 400	89·10 ⁴	7 500	-		20·10 ⁴				
		1 700	25·10 ⁴	130 000	-		56·10 ⁴				
30	1.64	2 000	72·10 ⁴	50 000	-	1 850	18·10 ⁴	90 000	-		
			22·10 ⁴								



Rys. 2.12. Kształtowanie się liczności bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* w dopływie, odpływie i osadzie czynnym oraz efektywność usuwania tych bakterii w procesie oczyszczania odcieków prowadzonym w reaktorze SBR.

Fig. 2.12. Formation of the quantity of the bacteria of the family *Enterobacteriaceae* in the influent, effluent and activated sludge as well as effectiveness of these bacteria removal during the leachates treatment process in SBR

Termotolerancyjne bakterie grupy coli

Liczba termotolerancyjnych bakterii grupy coli (TBGC) w dopływie do reaktora wzrastała w przedziale wartości $Bx=0,23-0,40$ mg ChZT/mg d, od 23 NPL/100 ml do 240 000 NPL/100 ml, po przekroczeniu której ilość tych mikroorganizmów zaczęła spadać aż do wartości 1 320 NPL/100 ml przy $Bx=1,64$ mg ChZT/mg d. Fluktuacje liczby tej grupy bakterii w dopływie do SBR należy wiązać podobnie jak w przypadku bakterii mezofilnych i z rodziny *Enterobacteriaceae* ze zmienną ich ilością w naturalnych odciekach.

Analiza liczebności TBGC w odpływie wykazała zwiększenie się ich ilości od 23 NPL/100 ml przy $Bx=0,23$ mg ChZT/mg d do 13 200 NPL/100 ml, którą odnotowano dla $Bx=0,45$ mg ChZT/mg d. Po dodaniu 20% odcieków do mieszaniny ze ściekami bytowymi ($Bx=0,96$ mg ChZT/mg d) ilość tych bakterii spadła do 1 510 NPL/100 ml. Przy $Bx=0,40-0,45$ mg ChZT/mg d, efektywność ich usuwania wynosiła 99-90%, a przy $Bx=0,96$ mg ChZT/mg d nie przekraczała 74%. Zwiększenie Bx do 1,64 mg ChZT/mg d skutkowało wzrostem ilości tych bakterii w odpływie z reaktora do 13 200 NPL/100 ml, co świadczyło o wymywaniu ich z kłaczek osadu.

Zatem, można przyjąć, iż podczas trwania procesu oczyszczania odcieków w reaktorze SBR zachodziła kumulacja TBGC w kłaczkach osadu czynnego do wartości obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń wynoszącej 0,96 mg ChZT/mg d. Przy badanym zakresie Bx ich liczebność w kłaczkach osadu wynosiła na ogół 50 jtk/mg sm (tabela 2.13, 2.21, rys. 2.13).

Listeria monocytogenes

Liczba bakterii *Listeria monocytogenes* w dopływie do SBR rosła od 175 do 95 800 jtk/100 ml wraz ze zwiększaniem się obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń w przedziale 0,23-0,45 mg ChZT/mg d. Przy zakresie Bx 0,96-1,64 mg ChZT/mg d wynosiła 210-260 jtk/100 ml. Brak korelacji pomiędzy liczbą tych bakterii w dopływie a procentowym udziałem odcieków w mieszaninie dozowanej do SBR, a tym samym wielkością Bx , podobnie jak w przypadku bakterii mezofilnych, bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* i termotolerancyjnych bakterii grupy coli, należy wiązać z ich zmienną ilością w naturalnych odciekach.

Analiza ścieków odpływających z reaktora wykazała, iż liczba bakterii *L. monocytogenes* przy $Bx=0,23-0,34$ mg ChZT/mg d wynosiła, odpowiednio 13-14 jtk/100 ml. Przy $Bx=0,40-0,45$ mg ChZT/mg d była w zakresie 140-53 000 jtk/100 ml, przy $Bx=0,96$ i 1,64 mg ChZT/mg d spadła do 130-175 jtk/100 ml. Najbardziej efektywne usuwanie tych bakterii nastąpiło przy $Bx=0,23-0,40$ mg ChZT/mg-d – eliminacja bakterii zachodziła wówczas w 90-

99%, po czym zmniejszyła się do 53%, 22% i 31%, odpowiednio dla obciążeń 0,45, 0,96 i 1,64 mg ChZT/mg d.

Ilość bakterii *L. monocytogenes* w osadzie czynnym utrzymywała się na niskim (2-4 jtk/mg sm) poziomie do $B_x=0,40$ mg ChZT/mg d. Zwiększenie B_x do 0,45 mg ChZT/mg d spowodowało kumulację tych bakterii w osadzie: ich liczba wynosiła 397 jtk/mg sm. Dalsze zwiększenie B_x do 0,96 i 1,64 mg ChZT/mg d skutkowało zmniejszeniem się liczby *L. monocytogenes* w kłaczkach osadu czynnego, odpowiednio do 27 i < 6 jtk/mg sm, co można tłumaczyć ich wymywaniem z osadu. Średnia ilość tych bakterii w osadzie wynosiła ~ 3 jtk/mg sm (tabela 2.14, 2.21, rys. 2.14).

Clostridium perfringens

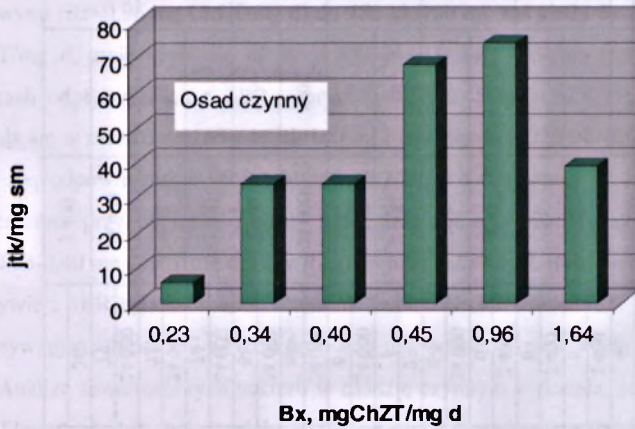
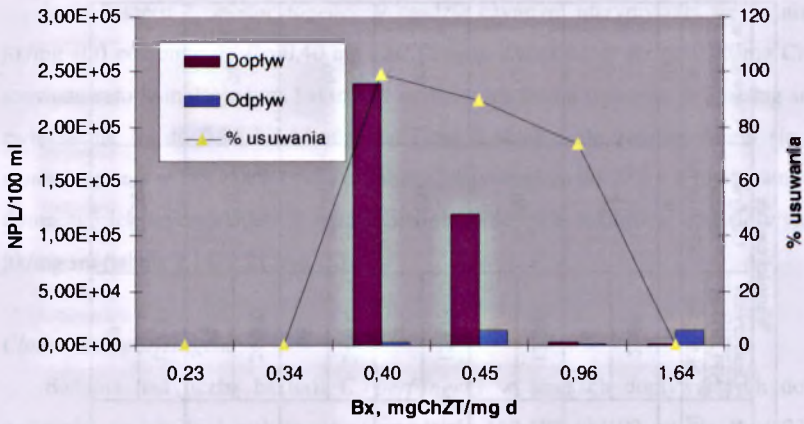
Badania nad liczbą bakterii *C. perfringens* w ściekach dopływających do reaktora wykazały, że ich ilość wahała się w przedziale 160-185 jtk/100 ml dla $B_x=0,23-0,45$ mg ChZT/mg d. Ilość ta wzrosła po dodaniu 20% udziału odcieków w mieszaninie ze ściekami bytowymi ($B_x=0,96$ mg ChZT/mg d) do 750 jtk/100 ml, zaś kiedy B_x miało wartość 1,64 mg ChZT/mg d, zwiększyła się aż do 4 800 jtk/100 ml. Podobną tendencję stwierdzono w ściekach odpływających z SBR – przy $B_x=0,23-0,45$ mg ChZT/mg d ilość tych bakterii wahała się w przedziale 165-145 jtk/100 ml i wzrosła do 1 220 jtk/100 ml i 5 650 jtk/100 ml przy B_x , odpowiednio, 0,96 i 1,64 mg ChZT/mg d. Usuwanie *C. perfringens* w 48-17% stwierdzono przy obciążeniu osadu ładunkiem zanieczyszczeń odpowiednio wynoszącym $B_x=0,23-0,40$ mg ChZT/mg d. Przy $B_x=0,45$ mg ChZT/mg d, ilość tych bakterii w dopływie i odpływie z SBR była taka sama, zatem nie zachodziło ich usuwanie w procesie oczyszczania. Wymywanie tych bakterii z kłaczek osadu stwierdzono przy $B_x=0,96$ i 1,64 mg ChZT/mg d.

Analiza zawartości tych bakterii w osadzie czynnym wykazała, że dla $B_x=0,23-0,40$ mg ChZT/mg d ich ilość była średnio 20 jtk/mg sm. Po zwiększeniu B_x do 0,45 mg ChZT/mg d wzrosła do 187 jtk/mg sm, natomiast zwiększenie wartości B_x do 0,96 mg ChZT/mg d skutkowało zwiększeniem ilości *C. perfringens* w osadzie do 574 jtk/mg sm, a do 1,64 mg ChZT/mg d aż do 6 090 jtk/mg sm (tabela 2.15, 2.21, rys. 2.15).

Tabela 2.13. Liczebność termotolerancyjnych bakterii grupy coli w dopływie, odpływie i osadzie czynnym w procesie oczyszczania odcieków w SBR w zależności od obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń (Bx)

Table 2.13. Quantity of thermotolerant coliforms bacteria in influent, effluent and in activated sludge during leachates treatment process in SBR depending on impurities sludge loading (Bx)

Udział odcieków w mieszaninie %	Bx mgChZT/mg d	Dopływ do reaktora NPL/100 ml	Osad czynny		Odpływ z reaktora NPL/100 ml	Usuwanie w procesie %	Dopływ do reaktora NPL/100 ml	Wartości średnie		Usuwanie w procesie %
			NPL/100 ml	jik/mg.sm				Osad czynny NPL/100 ml	Odpływ z reaktora NPL/100 ml	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
1	0,23	23	2 400	23	-	23	2 400	23	-	-
			6							
		2 400	6							
3	0,34	230	2 400	230	-	230	13 200	230	-	-
			6							
		24 000	63							
			230							
			1							
5	0,40	240 000	24 000	2 400	99	240 000	12 115	2 400	99	99
			67							
			1							
10	0,45	240 000	24 000	24 000	90	120 115	24 000	13 200	90	90
			68							
		230	24 000	2 400	-		68			
			68							
20	0,96	2 400	24 000	2 400	-	2 400	24 000	1 510	74	74
			74							
		2 400	24 000	630	74		74			
			74							
30	1,64	2 400	24 000	24 000	-	1 320	12 120	13 200	-	-
			77							
		240	240	2 400	-		39			

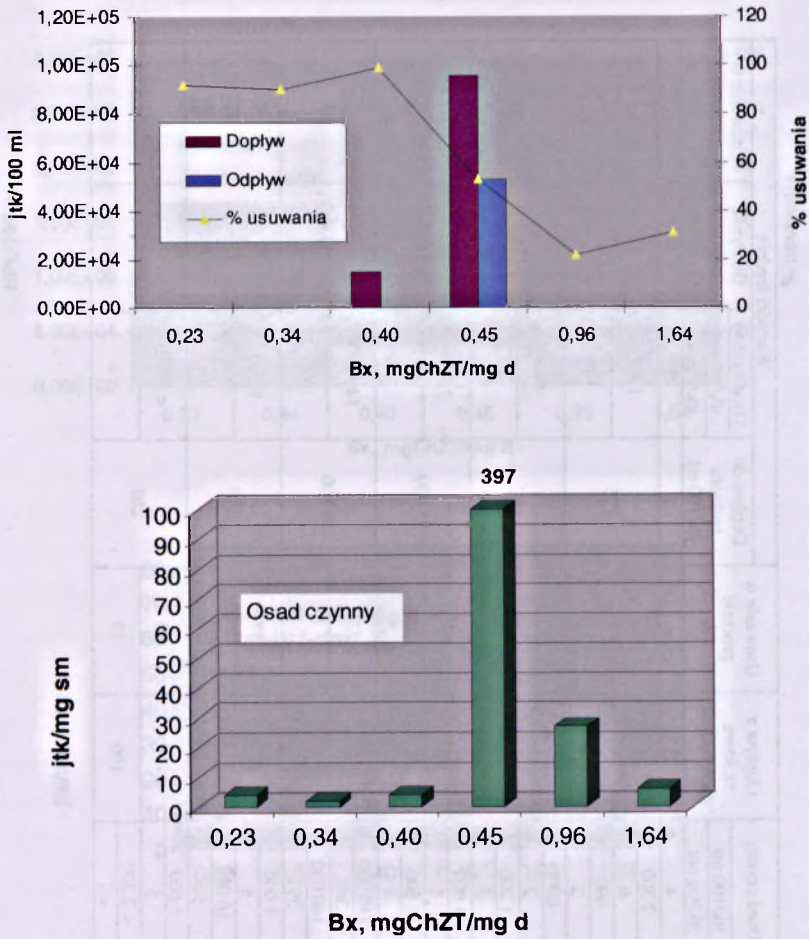


Rys. 2.13. Kształtowanie się liczebności termotolerancyjnych bakterii z grupy coli w dopływie, odpływie i osadzie czynnym oraz efektywność usuwania tych bakterii w procesie oczyszczania odcieków prowadzonym w reaktorze SBR.

Fig. 2.13 Formation of the quantity of the thermotolerant coliform bacteria in the influent, effluent and activated sludge as well as effectiveness of these bacteria removal during the leachates treatment process in SBR

Tabela 2.14. Liczebność *Listeria monocytogenes* w dopływie, odpływie i osadzie czynnym w procesie oczyszczania odcieków w SBR w zależności od obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń (Bx)
 Table 2.14. Quantity of *Listeria monocytogenes* in influent, effluent and in activated sludge during leachates treatment process in SBR depending on impurities sludge loading (Bx)

Udział odcieków w mieszaninie %	Bx mgChZT/mg d	Dopływ do reaktora jtk/100 ml	Osad czynny		Odpływ z reaktora ilość/100 ml	Usuwanie w procesie %	Dopływ do reaktora jtk/100 ml	Wartości średnie		Usuwanie w procesie %
			jtk/100 ml	jtk/mg sm				Osad czynny jtk/100 ml	Odpływ z reaktora jtk/100 ml	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
1	0,23	190	2 300	12	94	175	1 495	13	92	
		160	690	15	91		4			
		160	2	16	90		945			
3	0,34	140	1 200	12	91	150	2	14	90	
		14 000	1 900	160	99		1 750			
		16 000	1 600	120	99		4			
5	0,40	190 000	140 000	90 000	53	95 800	140 000	53 000	53	
		1 600	140 000	16 000	-		397			
		230	1 600	120	48		8 800			
10	0,45	190	16 000	140	26	210	27	130	22	
		290	1 600	160	45		< 1 950			
		230	< 2 300	190	17		< 6			
30	1,64	230	< 7	190	17	260	< 6	175	31	



Rys. 2.14. Kształtowanie się liczebności *Listeria monocytogenes* w dopływie, odpływie i osadzie czynnym oraz efektywność usuwania tych bakterii w procesie oczyszczania odcieków prowadzonym w reaktorze SBR.

Fig. 2.14 Formation of the quantity of *Listeria monocytogenes* in the influent, effluent and activated sludge as well as effectiveness of these bacteria removal during the leachates treatment process in SBR

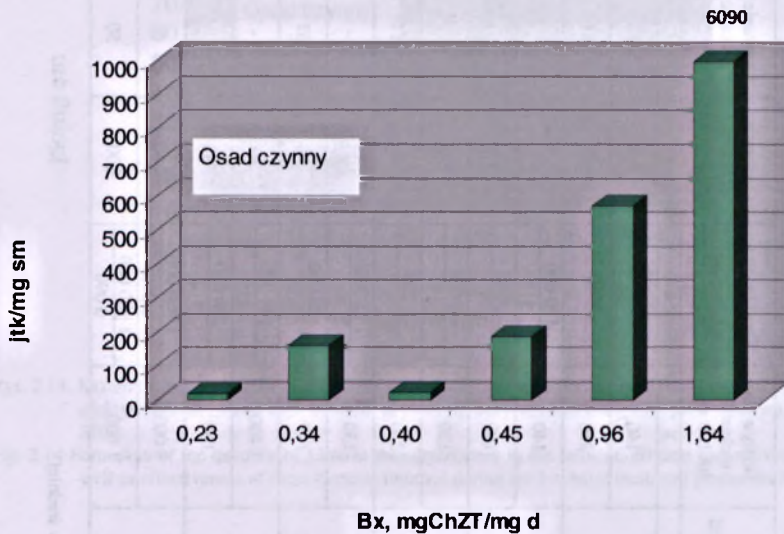
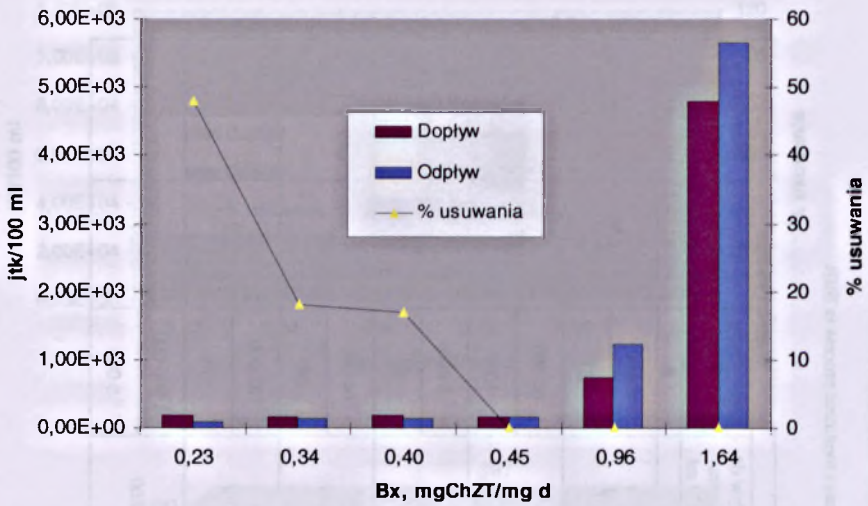
Tabela 2.15. Liczebność *Clostridium perfringens* w dopływie, odpływie i osadzie czynnym w procesie oczyszczania odcieków w SBR w zależności od obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń (Bx)

Table 2.15. Quantity of *Clostridium perfringens* in influent, effluent and in activated sludge during leachates treatment process in SBR depending on impurities sludge loading (Bx)

Udział odcieków w mieszaninie %	Bx mgChZT/mg d	Dopływ do reaktora jtk/100 ml	Osad czynny		Odpływ z reaktora ilość/100 ml	Usuwanie w procesie %	Dopływ do reaktora jtk/100 ml	Wartości średnie		Usuwanie w procesie %
			jtk/100 ml	jtk/mg sm				Osad czynny jtk/100 ml	Odpływ z reaktora jtk/100 ml	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
1	0.23	140	16 000	90	36	185	8 080	90	48	
		230	39	20						
		1	61							
3	0.34	140	120 000	190	-	165	60 500	135	18	
		190	317	160*						
		3	58							
5	0.40	120	16 000	100	17	175	8 600	145	17	
		230	45	24						
		3	17							
10	0.45	130	12 000	100	-	160	66 000	165	-	
		190	34	187						
		340	67							
20	0.96	1 400	140 000	2 300	-	750	185 000	1 220	-	
		100	435	574						
		714	-							
30	1.64	8 000	1 900 000	10 500	-	4 800	1 900 000	5 650	-	
		1 600	6 090	6 090						
		800	50							

Objaśnienie:

* wynik nie uwzględniony w średniej



Rys. 2.15. Kształtowanie się liczebności *Clostridium perfringens* w dopływie, odpływie i osadzie czynnym oraz efektywność usuwania tych bakterii w procesie oczyszczania odcieków prowadzonym w reaktorze SBR.

Fig. 2.15. Formation of the quantity of *Clostridium perfringens* in the influent, effluent and activated sludge as well as effectiveness of these bacteria removal during the leachates treatment process in SBR

2.4.5. Kształtowanie się mikroflory w procesie oczyszczania odcieków w reaktorze SBR

Badania liczebności grzybów mikroskopowych (GM) w ściekach dozowanych do SBR wykazały sukcesywny jej wzrost wraz ze zwiększeniem procentowego udziału odcieków w mieszaninie z syntetycznymi ściekami bytowymi. Przy zakresie wartości B_x wynoszącym 0,23-0,96 mg ChZT/mg d, w procesie oczyszczania następowało średnio 90% usuwanie tych organizmów. Jednak, przy zakresie B_x wynoszącym 0,23-0,40 mg ChZT/mg d ich liczebność obniżała się z 375-390 jtk/ml w dopływie do 30-75 jtk/ml w odpływie. Przy $B_x=45$ mg ChZT/mg d ilość grzybów w odpływie wzrosła około 10 krotnie (średnio 433 jtk/ml), a przy $B_x=0,96$ mg ChZT/mg d do średnio 1410 jtk/ml. Przy najwyższym stosowanym obciążeniu wynoszącym 1,64 mg ChZT/mg d stwierdzono wymywanie komórek grzybów z osadu czynnego, obrazowane około 2 krotnym wzrostem ich ilości w odpływie w porównaniu z dopływem. Przy ww. wartości B_x ich liczba w odpływie z SBR osiągnęła średnio $60 \cdot 10^3$ jtk/ml.

Z analizy zmian liczebności GM w osadzie czynnym wynika, że akumulacja komórek w kłaczkach osadu czynnego przebiegała na ogół w zbliżonym tempie przy B_x w zakresie 0,23-0,45 mg ChZT/mg d, przy którym ich ilość była na ogół w zakresie $34 \cdot 10^2$ - $124 \cdot 10^2$ (średnio $69 \cdot 10^2$) jtk/mg sm. Znaczny wzrost akumulacji komórek tych organizmów w osadzie stwierdzono przy $B_x=0,96$ mg ChZT/mg d ($242 \cdot 10^2$ jtk/mg sm), a więc przy obciążeniu poprzedzającym wartość krytyczną $B_x=1,64$ mg ChZT/mg d, przy której nastąpił znaczący przyrost ilości GM w kłaczkach osadu ($576 \cdot 10^2$ jtk/mg sm) połączony z gwałtownym ich wymywaniem z tego siedliska (tabela 2.16, 2.21, rys. 2.16).

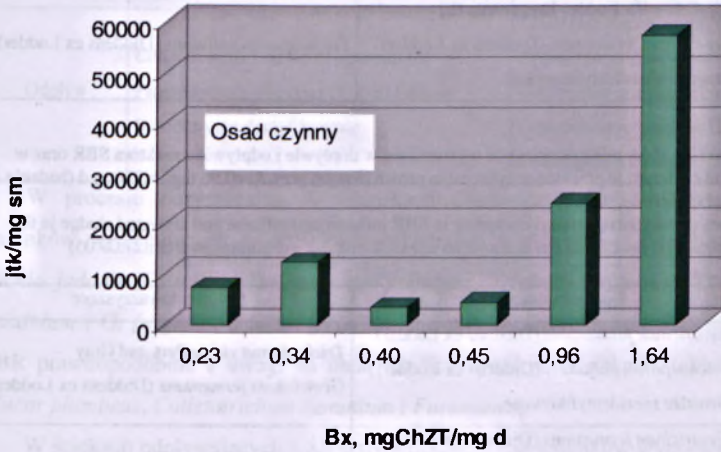
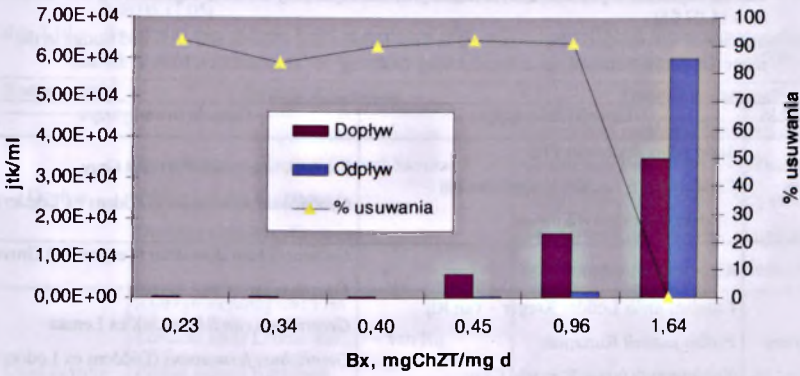
Badania taksonomiczne mikroflory występującej w ściekach dopływających i odpływających z SBR oraz zasiedlających osad czynny przeprowadzono w procesie prowadzonym przy B_x wynoszącym 0,45; 0,96 i 1,64 mg ChZT/mg d. Z uwagi na to, iż ścieki dopływające do reaktora stanowiła mieszanina syntetycznych ścieków bytowych i odcieków naturalnych, można przyjąć, że gatunki stwierdzone w tzw. „dopływie” do SBR są tożsame z występującymi w naturalnych odciekach pochodzących z badanego składowiska odpadów.

Z danych zestawionych w tabelach 2.17, 2.18 i 2.19 wynika, że gatunkami dominującymi w mikroflorze odcieków stosowanych do badań były *Aspergillus fumigatus*, *Paecilomyces lilacinus*, *Pichia jadinii*, *Trichosporon pullulans*, *Candida utilis*, *Geotrichum fermentans* oraz niezidentyfikowane drożdże. Okresowo pojawiły się pleśnie *Aspergillus niger* i *Trichoderma viride*, a także drożdże i grzyby drożdżopodobne: *Saccharomyces cerevisiae*, *Geotrichum candidum* i *G. fragrans*.

Tabela 2.16. Liczebność grzybów mikroskopowych w dopływie, odpływie i osadzie czynnym w procesie oczyszczania odcieków w SBR w zależności od obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń (Bx)

Table 2.16. Quantity of microscopic fungi in influent, effluent and in activated sludge during leachates treatment process in SBR depending on impurities sludge loading (Bx)

Udział odcieków w mieszaninie %	Bx mgChZT/mg d	Dopływ do reaktora jtk/ml	Osad czynny		Odpływ z reaktora jtk/ml	Usuwanie w procesie %	Dopływ do reaktora jtk/ml	Wartości średnie		
			jtk/ml	jtk/mg sm				Osad czynny jtk/ml	Odpływ z reaktora jtk/ml	Usuwanie w procesie %
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
1	0,23	360	570·10 ²	40	89	462	302·10 ²	30	92	
		564	138·10 ²	20	96		73·10 ²			
		460	35·10 ²	90	80		470·10 ²			
3	0,34	520	849	60	88	490	124·10 ²	75	84	
		350	370·10 ²	40	89		123·10 ²			
		400	98·10 ²	30	92		34·10 ²			
5	0,40	7 000	151·10 ²	306	96	6 000	161·10 ²	433	92	
		5 000	122·10 ²	560	89		45·10 ²			
		15 000	34·10 ²	1 100	93		780·10 ²			
10	0,45	5 000	51·10 ²	1 720	90	16 000	242·10 ²	1410	91	
		17 000	143·10 ²	50 000	-		1 800·10 ²			
		30 000	40·10 ²	70 000	-		576·10 ²			
20	0,96	30 000	700·10 ²	50 000	-	35 000	1 800·10 ²	60 000	-	
		17 000	217·10 ²	70 000	-		576·10 ²			
		40 000	860·10 ²	70 000	-		576·10 ²			
30	1,64	40 000	267·10 ²	70 000	-	35 000	1 800·10 ²	60 000	-	
		30 000	2 000·10 ²	70 000	-		576·10 ²			
		40 000	640·10 ²	70 000	-		576·10 ²			



Rys. 2.16. Kształtowanie się liczebności grzybów mikroskopowych w dopływie, odpływie i osadzie czynnym oraz efektywność usuwania tych bakterii w procesie oczyszczania odcieków prowadzonym w reaktorze SBR.

Fig. 2.16. Formation of the quantity of the microscopic fungi in the influent, effluent and activated sludge as well as effectiveness of these microorganisms removal during the leachates treatment process in SBR

Tabela 2.17. Gatunki grzybów mikroskopowych występujące w dopływie i odpływie z reaktora SBR oraz w osadzie czynnym w procesie oczyszczania prowadzonym przy $B_x=0,45$ mgChZT/mg d (badanie z dnia 11.07.05)

Table 2.17. Species of microscopic fungi occurring in SBR influent and effluent and activated sludge in the treatment process carried out at $B_x=0,45$ mg COD $mg^{-1} d^{-1}$ (examination from 11.07.05)

Rodzaj próbki	Gatunki dominujące	Gatunki towarzyszące
Dopływ	<i>Aspergillus fumigatus</i> Fres <i>Candida utilis</i> Lodder Kreger-van Rij Drożdże niezidentyfikowane	<i>Trichoderma viride</i> Pers and Gray <i>Geotrichum fermentans</i> (Diddens ex Lodder)
Osad czynny	<i>Aspergillus fumigatus</i> Fres <i>Candida utilis</i> Lodder Kreger – van Rij <i>Pichia jadinii</i> Kurtzman <i>Trichoderma viride</i> Pers and Gray Drożdże niezidentyfikowane	<i>Colletotrichum dematium</i> (Pers ex Fr.) Grove <i>Fusarium</i> sp. <i>Geotrichum candidum</i> Link ex Leman <i>Geotrichum fermentans</i> (Diddens ex Lodder) <i>Mucor plumbeus</i> Bonord <i>Trichosporon pullulans</i> (Diddens ex Lodder)
Odpływ	<i>Candida utilis</i> Lodder Kreger-van Rij <i>Geotrichum fermentans</i> (Diddens ex Lodder) Drożdże niezidentyfikowane	<i>Trichosporon pullulans</i> (Diddens ex Lodder)

Tabela 2.18. Gatunki grzybów mikroskopowych występujące w dopływie i odpływie z reaktora SBR oraz w osadzie czynnym w procesie oczyszczania prowadzonym przy $B_x=0,96$ mgChZT/mg d (badanie z dnia 27.09.05)

Table 2.18. Species of microscopic fungi occurring in SBR influent and effluent and activated sludge in the treatment process carried out at $B_x=0,96$ mg COD $mg^{-1} d^{-1}$ (examination from 27.09.05)

Rodzaj próbki	Gatunki dominujące	Gatunki towarzyszące
Dopływ	<i>Geotrichum fermentans</i> (Diddens ex Lodder) <i>Trichosporon pullulans</i> (Diddens ex Lodder) Drożdże niezidentyfikowane	<i>Trichoderma viride</i> Pers and Gray <i>Geotrichum fermentans</i> (Diddens ex Lodder)
Osad czynny	<i>Geotrichum fermentans</i> (Diddens ex Lodder) <i>Aspergillus niger</i> van Tieghem <i>Trichosporon pullulans</i> (Diddens ex Lodder) Drożdże niezidentyfikowane	
Odpływ	<i>Geotrichum fermentans</i> (Diddens ex Lodder) Drożdże niezidentyfikowane	<i>Aspergillus niger</i> van Tieghem

Tabela 2.19. Gatunki grzybów mikroskopowych występujące w dopływie i odpływie z reaktora SBR oraz w osadzie czynnym w procesie oczyszczania prowadzonym przy $Bx=1,64$ mgChZT/mg d (badanie z dnia 06.11.05)

Table 2.19. Species of microscopic fungi occurring in SBR influent and effluent and activated sludge in the treatment process carried out at $Bx=1,64$ mg COD $mg^{-1} d^{-1}$ (examination from 27.09.05)

Rodzaj próbki	Gatunki dominujące	Gatunki towarzyszące
Dopływ	<i>Paecilomyces lilacinus</i> (Thom) Samson <i>Pichia jadanii</i> Kurtzman Drożdże niezidentyfikowane	<i>Geotrichum candidum</i> Link ex Leman <i>Geotrichum fermentans</i> (Diddens ex Lodder) <i>Geotrichum fragrans</i> (Diddens ex Lodder) <i>Saccharomyces cerevisiae</i> Meyen ex Hansen <i>Trichosporon pullulans</i> (Diddens ex Lodder)
Osad czynny	<i>Aspergillus fumigatus</i> Fres <i>Candida utilis</i> Lodder Kreger – van Rij <i>Pichia jadanii</i> Kurtzman <i>Trichoderma viride</i> Pers and Gray Drożdże niezidentyfikowane	<i>Geotrichum candidum</i> (Link ex Leman)
Odpływ	<i>Candida utilis</i> Lodder Kreger-van Rij <i>Paecilomyces lilacinus</i> (Thom) Samson Drożdże niezidentyfikowane	<i>Cladosporium resinae</i> (Lindau) de Vries <i>Dispodascusc armillariae</i> W. Gams <i>Geotrichum candidum</i> Link ex Leman <i>Geotrichum fermentans</i> (Diddens ex Lodder) <i>Trichosporon pullulans</i> (Diddens ex Lodder)

W procesie oczyszczania, w kłaczkach osadu czynnego następowała akumulacja gatunków występujących w odciekach, takich jak *A. fumigatus*, *Paecilomyces lilacinus*, *Pichia jadanii* (*C. utilis*), *Trichosporon pullulans*, *Trichoderma viride*, *C. fermentans*, *G. candidum* i *G. fragrans*, a także gatunków nie wykrywanych w mieszaninie dozowanej do SBR prawdopodobnie z uwagi na małą ich liczebność w odciekach, takich jak: *A. niger*, *Mucor plumbeus*, *Colletotrichum dematium* i *Fusarium* sp.

W ściekach odpływających z SBR stwierdzono wiele gatunków wykrywanych w osadzie czynnym, a mianowicie *A. niger*, *Paecilomyces lilacinus*, *Trichosporon pullulans*, *C. utilis*, *G. fermentans* i *G. candidum*. Gatunki nie wykrywane zarówno w ściekach dopływających jak i w osadzie czynnym, takie jak *Cladosporium resinae* i *Dispodascusc armillarie*, należy uznać za wtórne zanieczyszczenie odpływu z SBR.

Biorąc pod uwagę fakt, iż większość gatunków grzybów mikroskopowych zidentyfikowanych w osadzie czynnym i w ściekach odpływających z SBR wykazuje cechy gatunków chorobotwórczych, względnie potencjalnie chorobotwórczych (tabela 2.20), można stwierdzić, że pod względem mikologicznym proces oczyszczania odcieków stanowi zagrożenie sanitarne dla środowiska naturalnego w którym jest on przeprowadzany. Znaczne pogorszenie jakości odpływu pod względem mikologicznym obrazowane wzrostem

liczebności grzybów miało miejsce już przy 10% dodatku odcieków do bytowych ścieków syntetycznych ($Bx=0,45$ mg ChZT/mg d). Przy 30% dodatku odcieków do ścieków bytowych ($Bx=1,64$ mg ChZT/mg d) nastąpiło gwałtowne wymywanie komórek grzybów z kłaczków osadu. Ilość tych organizmów w odpływie osiągnęła wartość $60 \cdot 10^3$ jtk/ml, mogąca stanowić zagrożenie sanitarne dla zbiornika wodnego, który użyty byłby jako zbiornik oczyszczonych ścieków.

Tabela 2.20. Wybrane cechy gatunków grzybów mikroskopowych wyizolowanych z odcieków dozowanych i odpływających oraz osadu czynnego w SBR, według Otcenasek i Dworak (1973), Domah i wsp. (1980), Fassiatova (1983), Kreger-van Rij (1984), Bounoux i wsp. (1993), Dynowska (1995, 1996), Niczyporuk i Krajewska-Kula (1998), Alsina i wsp. (1998), Hazen i wsp. (1999), De Hoog i wsp. (2000), Kornilowicz-Kowalska (2000), Kurtzman i Fell (2000), Wójcik i Tarczyńska (2000), Freydere i wsp. (2000), Spellberg i wsp. (2006), Kuratorska i Kuratowski (2006).

Table 2.20. Selected features of the main species of microscope fungi isolated from leachates dosed, flowed and from activated sludge in SBR (authors see above)

Nazwa gatunkowa	Miejsce bytowania w środowisku, patogenność
1	2
<i>Aspergillus fumigatus</i>	Występuje w glebie, odpadach komunalnych i kompoście z nich wytworzonym, odchodach zwierząt domowych i ptactwa, upierzeniu ptaków, powoduje choroby ptaków
<i>Aspergillus niger</i>	Występuje w wodzie, glebie, powietrzu, ściekach, odpadach komunalnych i kompoście z nich wytworzonym, pulpie drzewnej z zakładów celulozowych, głównie saprofit, ale wywołuje także infekcje u ludzi i zwierząt, szczególnie w strefie klimatu ciepłego
<i>Paecilomyces lilacinus</i> syn. <i>Penicillium lilacinum</i>	Występuje w glebie, wodzie, osadach dennych, ma właściwości chitonofilne, proteolityczne i keratynolityczne, kolonizuje upierzenie ptaków, powoduje choroby u ludzi i zwierząt (patogen oportunistyczny)
<i>Mucor plumbeus</i>	Gatunek saprofityczny, występuje w glebie, w wodzie, odchodach ptaków. Niektóre szczepy mogą być chorobotwórcze
<i>Cladosporium resinae</i>	Gatunek saprofityczny, gleba stanowi pierwotne środowisko bytowania, często spotykany w środowisku zanieczyszczonym produktami naftowymi oraz na drewnie impregnowanym smołą pogazową
<i>Colletotrichum dematium</i>	Gatunek saprofityczny zasiedlający obumarłe resztki roślin oraz potencjalnie chorobotwórczy dla roślin. Może powodować antraknozę lub zgorzel tkanek
<i>Trichoderma viride</i>	Gatunek saprofityczny, występuje w glebie, resztkach roślinnych, posiada zdolności celulozowe, silnie antagonistyczny wobec wielu fitopatogenów
<i>Trichosporon pullulans</i>	Chorobotwórczy dla człowieka, izolowany z układu oddechowego, człowieka, człowieka także z wody i osadów dennych zbiorników wodnych
<i>Candida utilis</i> (anamorfa) syn. <i>Pichia jadinii</i> (teleomorfa)	Gatunek chorobotwórczy, powoduje grzybicę narządowe i ogólnoustrojowe; przejściowe i chroniczne infekcje układu moczowego, oddechowego, błon śluzowych, pochwy, rogówki oka, krwi (fungemie) u osób z obniżoną odpornością

Tabela 2.20. c.d.

Table 2.20. cont.

1	2
<i>Geotrichum candidum</i>	Występuje w wodzie, glebie, ścięgach, w mleku, bezobjawowo występuje u człowieka w jamie ustnej i w przewodzie pokarmowym, powoduje geotrychozy narządowe i ogólne, najczęściej jest przyczyną zakażeń w jamie ustnej (pleśniawki), przewodzie pokarmowym, układzie oddechowym, narządach płciowych, infekcji skóry i paznokci, gałki ocznej
<i>Geotrichum fermentans</i> syn. <i>Trichosporon fermentaris</i>	Gatunek chorobotwórczy, powoduje infekcje skórne u człowieka i zwierząt (zwłaszcza owiec), błon śluzowych i układu oddechowego
<i>Geotrichum armillariae</i> syn. <i>Dipodascus armillariae</i>	Dotąd nie notowany jako patogen, izolowany z martwych szczątków roślinnych oraz grzybów wielkoowocnikowych (z blaszek pieczarek i opieńki)
<i>Geotrichum fragrans</i> syn. <i>Geotrichum fici</i>	Gatunek chorobotwórczy, powoduje infekcje układu oddechowego

Tabela 2.21. Akumulacja różnych grup bakterii i grzybów mikroskopowych w osadzie czynnym w zależności od jego obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń (Bx)

Table 2.21. Accumulation of the different groups of bacteria and microscopic fungi in activated sludge in relation to its impurities loading (Bx)

Nazwa grupy mikroorganizmów	Udział odcieków w mieszaninie ze ściekami bytowymi, %					
	1	3	5	10	20	30
	Bx, mgChZT/mg d					
	0,23	0,34	0,40	0,45	0,96	1,64
Ogólna liczba bakterii psychrofilnych	162·10 ⁵	201·10 ⁵	68·10 ⁵	110·10 ⁵	1 257·10 ⁵	1 312·10 ⁵
	średnio 135·10 ⁵					
Ogólna liczba bakterii mezofilnych	12·10 ⁵	55·10 ⁵	123·10 ⁵	98·10 ⁵	1 025·10 ⁵	1 008·10 ⁵
	średnio 72·10 ⁵					
Ogólna liczba bakterii sporowych	422	6·10 ⁴	12·10 ⁴	44·10 ⁴	81·10 ⁴	1·10 ⁴
	średnio 29·10 ⁴					
Liczba bakterii z rodziny <i>Enterobacteriaceae</i>	16·10 ⁴	8·10 ⁴	181·10 ⁴ *	26·10 ⁴	20·10 ⁴	18·10 ⁴
	średnio 18·10 ⁴					
Liczba termotolerancyjnych bakterii grupy coli typu kałowego	6	34	34	68	74	39
	średnio 50					
Liczba bakterii <i>Listeria monocytogenes</i>	4	2	4	397	27	< 6
	średnio 3					
Liczba bakterii <i>Clostridium perfringens</i>	20	160*	24	187	574	6 090
	średnio 22					
Ogólna liczba grzybów mikroskopowych	73·10 ²	124·10 ²	34·10 ²	45·10 ²	242·10 ²	576·10 ²
	średnio 62·10 ²					

Objaśnienie:

* wynik nie uwzględniony w wartości średniej

3. PODSUMOWANIE PRACY I DYSKUSJA WYNIKÓW BADAŃ

3.1. Skuteczność usuwania zanieczyszczeń chemicznych w procesie oczyszczania odcieków

Zgodnie z założeniami pracy, przeprowadzone badania pozwoliły określić reżim technologiczny procesu oczyszczania odcieków pochodzących ze składowiska odpadów innych niż obojętne i niebezpieczne tzw. komunalnych w reaktorze SBR. Wykazano, iż w procesie prowadzonym w systemie trzech ośmiogodzinnych cykli na dobę, z których każdy składał się z:

- 45 min. fazy napełniania
- 30 min. fazy mieszania
- 2 godz. i 10 min. fazy napowietrzania
- 45 min. fazy mieszania
- 1 godz. i 50 min. fazy napowietrzania
- 1 godz. i 30 min. fazy sedymentacji i 30 min. fazy dekantacji (w tym dekantacja 25 min. i 5 min. fazy martwej)

oraz przy HRT = 16 godz., stężeniu osadu czynnego wynoszącym 3-4 g/l, uzyskać można wysokoefektywne usuwanie związków węgla określanych jako ChZT jedynie przy Bx w zakresie 0,23-0,45 mg ChZT/mg d, który uzyskano przez dodatek 1-10% odcieków do ścieków syntetycznych imitujących ścieki komunalne. Przy tym zakresie ChZT doływu było w zakresie 632-1059 mgO₂/l, a skuteczność eliminacji zanieczyszczeń określanych tym wskaźnikiem wynosiła odpowiednio 74-71%. Wyniki te korespondowały z uzyskaną przy tym zakresie wartości Bx, 70% skutecznością usuwania substancji humusowych występujących w doływie w stężeniu, odpowiednio 29,1 i 121 mg/l. Efektywność oczyszczania badanych odcieków obrazowana zmianami w wartościach ChZT ścieków doływających i odpływających z SBR, znacznie przewyższała skuteczność uzyskaną przez Kuligowską i wsp. (2005), wynoszącą dla wartości ChZT doływu 570, 580 i 612 mgO₂/l odpowiednio 87,7; 79,3 i 70,9%. Zbliżoną skuteczność usuwania zanieczyszczeń wyrażonych w ChZT (85,5-79,3%, przy stężeniu w doływie 1090 mgO₂/l) uzyskali Diamadopoulos i wsp. (1997) w procesie oczyszczania odcieków w reaktorze SBR prowadzonym przy czasie trwania fazy tlenowej, odpowiednio 20-14 godzin, a także Kuligowska i wsp. w badaniach prowadzonych w roku 2006 (83-77% - stężenie w doływie 1380 mgO₂/l) przy wieku osadu, odpowiednio 33-11 d, HRT 12-2 godz. i 18 godzinnym czasie trwania fazy tlenowej. Według Zhou i wsp. (2006) prowadzenie procesu oczyszczania przy długim wieku osadu (25 d) oraz długim czasie trwania fazy tlenowej cyklu (18 godz.) sprzyja uzyskaniu wysokiej

efektywności procesu oczyszczania odcieków. W tych warunkach, autorzy ci uzyskali 94% eliminację ChZT w stężeniu 5077 mgO₂/l oraz 99% azotu amonowego w stężeniu 728 mgN-NH₄/l.

W badaniach prowadzonych w ramach niniejszej pracy znaczący stopień usuwania azotu amonowego ze ścieków obserwowano do 20% zawartości odcieków w mieszaninie ze ściekami syntetycznymi przy której B_x wynosiło 0,96 mg ChZT/mg d (stężenie w dopływie średnio 292 mgN-NH₄/l, skuteczność usuwania średnio 97%). Zatem, uzyskano większą skuteczność usuwania tej formy azotu mineralnego aniżeli w procesie oczyszczania odcieków prowadzonym przez Diamadopoulos i wsp. (1997) oraz Kuligowską i wsp. (2005). Pierwsi z ww. autorów uzyskali 49-35% skuteczność usuwania N-NH₄ (stężenie w dopływie 107 mgN-NH₄/l) przy trwaniu fazy tlenowej, odpowiednio 20-14 godzin, a Kuligowska i wsp. (2005) 99,8-99,9% eliminację N-NH₄ w stężeniu 60-130 mgN-NH₄/l.

Przeprowadzone w niniejszej pracy badania wykazały także, że do 292 mgN-NH₄/l w dozowanych ściekach, w reaktorze SBR zachodził także proces symultanicznej denitryfikacji obrazowany jednoczesnym wydatnym obniżeniem w odpływie stężenia azotu całkowitego (średnio 93 %). Proces nityfikacji I i II fazy zachodził z dużym nasileniem w fazie tlenowej procesu do $B_x=0,69$ mg ChZT/mg d, przy którym wielkość ChZT dopływu wynosiła 1613 mgO₂/l. Jest to zgodne z wcześniejszymi wynikami badań Surmacz-Górskiej i wsp. (2000), którzy stwierdzili, że przy wielkości ChZT w dopływie w zakresie 1000-2000 mgO₂/l nityfikacja zachodzi w SBR bez znacznych zakłóceń. Przy większych wartościach ChZT związki wchodzące w skład frakcji trudno rozkładalnej powodują zahamowanie procesu nityfikacji. W celu rozkładu tych związków autorzy zalecają przedłużenie czasu napowietrzania ścieków.

W pracy interpretację wyników badań technologicznych wykonano przy założeniu, że ścieki z udziałem odcieków będą oczyszczane w oczyszczalni komunalnej, dla której wymagania dotyczące jakości ścieków oczyszczonych są określone w załączniku nr 1 do Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (tabela 3.1). Z analizy danych przedstawionych w tabeli 2.4 wynika że uzyskane w przeprowadzonych badaniach wyniki oczyszczania ścieków spełniają obowiązujące wymagania prawne jedynie w wybranych przypadkach oczyszczania ścieków z udziałem objętościowym odcieków na poziomie 1%, i tylko wówczas jeśli dotyczyłoby to oczyszczalni o wielkości poniżej 2000 RLM, odprowadzającej ścieki do cieku płynącego. Wówczas, określona w/w rozporządzeniem,

dopuszczalna wartość ChZT wynosi 150 mg/l i nie ma wymogu usuwania związków biogennych. W pozostałych przypadkach analizowanych w pracy tj. przy założonym układzie 8-godzinnej cyklu pracy SBR i udziale odcieków w oczyszczanych ściekach na poziomie 3÷30% (ale także w części prób dla $\alpha = 1\%$), wartości dopuszczalne conajmniej jednego z analizowanych wskaźników zanieczyszczeń w odpływie lub/i wartości minimalnego procentu redukcji zanieczyszczeń dyskwalifikują ścieki odpływające z reaktora do ich odprowadzania do odbiornika naturalnego, bez względu na rozpatrywaną wielkość oczyszczalni rodzaj odbiornika.

Tabela 3.1. Porównanie wartości wybranych wskaźników chemicznych występujących w oczyszczonych ściekach z najwyższymi dopuszczalnymi wartościami dla oczyszczonych ścieków przemysłowych oraz komunalnych wprowadzanych do wód, określonymi Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006

Table 3.1. Comparison of the values of the selected chemical indices occurring in reactor effluent with its the highest permissible values in treated industrial and municipal wastes inserted into waters, specified by Decree of the Ministry of Environment 24th July, 2006

Oznaczenie	Jednostka	Obciążenie osadu ładunkiem zanieczyszczeń, mg ChZT/mg d						Wartość dopuszczalna w ściekach wprowadzanych do wód:	
		0,23	0,34	0,40	0,45	0,96	1,64	przemysłowe	komunalne
		Udział odcieków w mieszaninie ze ściekami syntetycznymi, %							
		1	3	5	10	20	30		
ChZT	mg/l	166	219	249	305	1246	2279	125	125, 150*
Azot amonowy		0,05	0,02	0,69	3,50	9,60	52,1	10	
Azot azotanowy		11,4	16,0	26,7	15,8	7,80	1,90	30	
Azot azotynowy		0,01	0,01	0,03	0,29	0,05	0,07	1	
Azot ogólny		3,7	5,1	9,2	8,0	15	68	30	10**, 15, 30*

Objaśnienia:

Wyniki badań własnych przekraczające wartość dopuszczalną w ściekach wprowadzanych do wód

* RLM < 2 000

** RLM > 1 000 000

Przeprowadzone badania wykazały także, że przy zastosowanym reżimie technologicznym procesu oczyszczania odcieków w SBR, nie zachodziło w znaczącym stopniu usuwanie fosforu. Ilość tego pierwiastka w ściekach odpływających z reaktora przy badanym zakresie obciążeń osadu wynosiła 9,7-14,8 mg P-PO₄/l. Jest to ilość nieznacznie przewyższająca wartość dopuszczalną w ściekach odprowadzanych do wód (10 mgP_{og}/l) określoną Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. Zważywszy jednak,

iz zakwit glonów w zbiornikach wodnych następuje już przy $> 0,10$ mg PO_4/l , wydaje się zasadne wnioskowanie o konieczności dalszego oczyszczania odpływu z SBR metodami chemicznymi lub wprowadzenia zmian w technologii oczyszczania ocieków w SBR. Badania prowadzone przez Podedworną (2002) udowodniły bowiem, że wydattne obniżenie stężenia fosforanów w ściekach odpływających z SBR uzyskać można przez właściwy dobór czasu trwania faz tlenowych anoksydacyjnych i beztlenowych cyklu oraz wieku osadu (Θ_x).

Opracowanie założeń technologii oczyszczania odcieków bezpiecznej dla środowiska narzuca konieczność oszacowania nie tylko skuteczności usuwania zanieczyszczeń wyrażonych we wskaźnikach ogólnych, takich, jak ChZT i zawartość form azotu i fosforu, ale także specyficznych zanieczyszczeń, mogących wywierać negatywny wpływ na biocenozy wodne. W grupie tych związków istotne znaczenie mają metale ciężkie. Ich ilość w badanych odciekach była zróżnicowana. W największych ilościach wykrywano cynk – stężenie tego pierwiastka w odciekach było w zakresie $1,124 - 1,816$ mgZn/l, natomiast stężenie kadmu było najmniejsze spośród badanych pierwiastków i wynosiło $0,021 - 0,116$ mgCd/l. Miedź wykrywano w stężeniu $0,119 - 0,360$ mgCu/l, nikiel – $0,144 - 0,992$ mgNi/l, ołów – $0,190 - 0,776$ mgPb/l, natomiast stężenie chromu w badanych odciekach wynosiła $0,148 - 0,710$ mgCr/l. Zatem, zawartość metali w odciekach nie przekraczała wartości stwierdzanych dla innych odcieków ze składowisk odpadów komunalnych w Polsce i na świecie [Sletten, 1995; Urase, 1997; White, 1997; Jensen, 1999; Calace, 2001; Kalyuzhnyi, 2003; Szyc, 2003; Ettler, 2005; Oygard, 2007].

Przeprowadzone badania wykazały, że metale występujące w odciekach były w różnym stopniu akumulowane w osadzie i proces ten zależał od wielkości B_x . Ilości Zn, Pb, Cd, zakumulowane w osadzie korelowały pozytywnie z ich ilością stwierdzoną w odciekach ($r_{XY} = 0,39 - 0,80$), osiągając odpowiednio wartości $5,742 - 8,631$ mgZn/g, $1,161 - 5,575$ mgPb/g, $0,030 - 0,500$ mgNi/g, $0,035 - 0,131$ mgCr/g, ok. $0,024$ mgCd/g. Korelację ujemną ($r_{XY} = -0,57$) (tabela 3.2.) stwierdzono pomiędzy ilością miedzi w odciekach a ilością tego pierwiastka w osadzie ($1,351 - 1,911$ mgCu/lg). Proces akumulacji Cu, Zn, Cr i Pb w osadzie miał miejsce przy $B_x=0,23-0,45$ mg ChZT/mg d, przy $B_x > 0,45$ mg ChZT/mg d następowało wymywanie tych pierwiastków z osadu.

Miedź i cynk usuwane były przy $B_x=0,23-0,34$ mg ChZT/mg d, zaś chrom przy $B_x=0,96-1,64$ mg ChZT/mg d, a nikiel tylko przy $B_x=1,64$ mg ChZT/mg d.

Tabela 3.2. Zestawienie wartości współczynników korelacji zawartości metali w odciekach a ich ilością w osadzie czynnym

Table 3.2. List of correlation coefficients values between concentration of metals in influent and activated sludge

Zn	0,39
Cu	-0,57
Ni	0,78
Pb	0,79
Cd	0,58
Cr	0,65

Wyjaśnienie przyczyn stwierdzonych różnic w dynamice wiązania i uwalniania badanych metali przez osad czynny nie jest proste. Wynika to zarówno ze złożoności składu chemicznego odcieków, jak i bioróżnorodności rodzajowej organizmów tworzących biocenozę osadu. Wiadomo bowiem, że akumulacja metali przez mikroorganizmy odbywa się szlakami zależnymi (biosorpcja), jak i niezależnymi od metabolizmu. Biosorpcja związana jest z występowaniem na powierzchni komórki i w obrębie białek błonowych grup wiążących metale. Należą do nich grupy sulfhydryłowe, karboksylowe, hydroksylowe oraz amidowe i fosforanowe, które odgrywają znaczącą rolę w biosorpcji bakteryjnej. Siła oddziaływania metal-grupa funkcyjna zależy od charakteru wiązania pomiędzy nimi. Prócz adsorpcji zachodzi również zjawisko precypitacji (strącania) lub krystalizacji na powierzchni lub w pobliżu komórki. Niektóre metale ulegają zatrzymaniu w obrębie ściany komórkowej lub wiążą się przez zewnątrzkomórkowe polimery. Kumulacja metali odbywa się przez systemy transportowe metali jedno- lub dwuwartościowych lub w odpowiedzi na trans membranowy potencjał elektrochemiczny wytworzony przez błonowe ATP-azy, co umożliwia wyższy poziom pobierania metali, niż ten wynikający jedynie z procesów adsorpcji zewnątrzkomórkowej (Karwowska, 2000). Chang i wsp. (1995, cyt. za Karwowska, 2000) uważają, że główną rolę w usuwaniu metali z roztworów przez mikroorganizmy odgrywają procesy adsorpcji, wymiany jonowej, wiązania chemicznego i precypitacji. Metale mogą być również wykorzystywane jako akceptor elektronów i być zdeponowane w obrębie ściany lub błony komórkowej. Według tych autorów *Pseudomonas aeruginosa* PU21 adsorbuje miedź w ilości 23 mgCu/g sm, *Zooglea ramigera* – 300 mgCu/g sm, kadm – *Pseudomonas aeruginosa* 58 mgCd/g sm, *Zooglea ramigera* – 100 mgCd/g sm, grzyby *Fusarium flocciferum* – 86,5 mgCd/g sm, ołów – *Pseudomonas aeruginosa* 110 mgPb/g sm, *Bacillus* sp. – 38,4 mgPb/g sm, *Pseudomonas* sp. – 35,2 mgPb/g sm, a rtęć *Pseudomonas aeruginosa* w ilości 400 mgHg/g sm. Nikiel jest adsorbowany przez grzyby *Fusarium flocciferum* w ilości 21,1 mg/g sm, a grzyby z rodz. *Rhizopus* adsorbują ołów, kadm, miedź, cynk i uran z efektywnością

równą 25%. W osadzie czynnym, stanowiącym wielorodzajową hodowlę mikroorganizmów, ołów, miedź i cynk zatrzymywane były z dużą efektywnością, natomiast kadm, nikiel i mangan – ze znacznie mniejszą wydajnością (cyt. za Karwowska, 2000). Zgodnie z Brown i Lester (1982, cyt. za Karwowska, 2000) oraz Chang i wsp. (1995, cyt. za Karwowska, 2000), na proces adsorpcji metali przez osad czynny wywiera wpływ obecność mikroorganizmów produkujących zewnątrzkomórkowe polimery (polisacharydy, białka, kwasy nukleinowe) i białka wiążące metale, początkowe stężenie metalu, odczyn (pH) oraz specyficzność mikroorganizmów w stosunku do metali obecnych w ściekach. Eliminacja metali ciężkich ze ścieków przez mikoflorę zachodzi na drodze wiązania metali przez ich chelatowanie, produkcji wewnątrz komórek specyficznych substancji wiążących metale, wiązania w postaci polifosforanów i zwiększonej produkcji melaniny, aktywnego transportu metali na zewnątrz komórki, enzymatycznej transformacji jonów, wytwarzania wakuoli, w których jony metalu są gromadzone i unieruchamiane oraz biernego wydalania jonów z komórki.

Z porównania wyników przeprowadzonych badań zawartości metali ciężkich w osadzie czynnym z wartościami dopuszczalnymi do rekultywacji gruntów na cele rolne, nierolne oraz przy dostosowaniu gruntów do określonych potrzeb, określonymi Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dn. 1 sierpnia 2002 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych (tabela 3.3) wynika, że osad czynny po procesie oczyszczania odcieków prowadzonym przy $Bx=0,23-0,96$ mg ChZT/mg d nie nadaje się do wykorzystania, ze względu na wysoką zawartość cynku (5742-8631 mgZn/kg). Ponadto przy $Bx=0,40$ mg ChZT/mg d zawartość ołowiu wynosząca 5575 mgPb/kg również przekracza dopuszczalną wartość. Zestawienie wyników badań metali ciężkich w odplywie z reaktora z najwyższymi dopuszczalnymi wartościami wskaźników zanieczyszczeń dla oczyszczonych ścieków przemysłowych wprowadzanych do wód, określonymi Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 26 lipca 2006 oraz do kanalizacji miejskiej, określonymi Rozporządzeniem Ministra Budownictwa w sprawie sposobu realizacji obowiązków dostawców ścieków przemysłowych oraz warunków wprowadzania ścieków do urządzeń kanalizacyjnych z dn. 14 lipca 2006. (tabela 3.4) wykazało, że badane odcieki mogą być odprowadzane do wód i do kanalizacji miejskiej po przeprowadzeniu procesu oczyszczania przy $Bx=0,23-0,96$ mg ChZT/mg d. Przy $Bx=1,64$ mg ChZT/mg d, zawartość cynku wynosząca 2,004 mg/l przekracza dopuszczalne wartości.

Tabela 3.3. Porównanie wyników analizy ilościowej metali w osadzie czynnym z wartościami dopuszczalnymi do rekultywacji gruntów na cele rolne, nierolne oraz przy dostosowaniu gruntów do określonych potrzeb, określonymi Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dn. 1 sierpnia 2002 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych.

Table 3.3. Comparison of the results of quantitative analysis of metals in activated sludge with its permissible values for the soils reclamation for agricultural and non-agricultural purposes and for soils fitting to specified requirements, specified by Decree of the Ministry of Environment, 1st September 2002, regarding municipal waste sludges

Oznaczenie	Jednostka	Obciążenie osadu ładunkiem zanieczyszczeń, mg ChZT/mg d						Ilość metali ciężkich nie większa niż: przy stosowaniu komunalnych osadów ściekowych:		
		0,23	0,34	0,40	0,45	0,96	1,64	w rolnictwie oraz do rekultywacji gruntów na cele rolne	do rekultywacji terenów na cele nierolne	przy dostosowywaniu gruntów do określonych potrzeb wynikających z planów gospodarki odpadami, planów zagospodarowania przyszłego lub decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu, do uprawy roślin przeznaczonych do produkcji kompostu, do uprawy roślin nieprzeznaczonych do spożycia i produkcji pasz
		Udział odcieków w mieszaninie ze ściekami syntetycznymi, %								
		1	3	5	10	20	30			
Cynk		632	412	232	1 911	1 351	142	2 225	3 500	5 000
Miedź		36	30	34	41	36	50	800	1 200	2 000
Nikiel		nw	nw	5 575	1 161	583	125	100	200	500
Ołów		nw	nw	24	25	22	24	500	1 000	1 500
Kadm		nw	nw	24	25	22	24	10	25	50
Chrom		77	42	35	131	76	50	500	1 000	2 500

Na czerwonych polach podano wartości przekraczające wartości dopływu określone ww. Rozporządzeniem, natomiast wartości podane na polach niebieskich, zielonych i żółtych – spełniające warunki podane w odpowiednich wariantach Rozporządzenia.

Tabela 3.4. Porównanie wyników analizy ilościowej metali w odpływie z reaktora z najwyższymi dopuszczalnymi wartościami wskaźników zanieczyszczeń dla oczyszczonych ścieków przemysłowych wprowadzanych do wód, określonymi Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 26 lipca 2006 oraz do kanalizacji miejskiej, określonymi Rozporządzeniem w sprawie sposobu realizacji obowiązków dostawców ścieków przemysłowych oraz warunków wprowadzania ścieków do urządzeń kanalizacyjnych z dn. 14 lipca 2006.

Table 3.4. Comparison of the results of metals quantitative analysis in the SBR effluent with the highest permissible values of impurities indicators for treated industrial wastes inserted into waters, specified by Decree of the Ministry of Environment, 26th July 2006 and into the municipal sewage system, specified by the Decree regarding realisation methods of responsibility of the industrial wastes deliverers and terms of inserting wastes into the sewerage, 14th July, 2006.

Oznaczenie	Jednostka	Obciążenie osadu ładunkiem zanieczyszczeń, mg ChZT/mg d						Wartość dopuszczalna w ściekach wprowadzanych:	
		0,23	0,34	0,40	0,45	0,96	1,64	do wód	do kanalizacji miejskiej
		Udział odcieków w mieszaninie ze ściekami syntetycznymi, %							
		1	3	5	10	20	30		
Cynk	mg/l	0,292	0,411	0,948	0,577	1,231	2,004	2	5
Miedź		nw	nw	0,053	0,082	0,322	0,592	0,5	1
Nikiel		0,088	0,075	0,068	nw	0,092	0,105	0,5	1
Ołów		nw	nw	0,476	0,135	0,462	0,428	0,5	1
Kadm		nw	nw	0,028	0,013	0,041	0,130		0,2
Chrom		nw	nw	nw	0,082	0,084	0,092	0,5	1

Objaśnienia:

Wyniki badań własnych przekraczające wartość dopuszczalną w ściekach wprowadzanych do kanalizacji miejskiej

3.2. Aspekt toksykologiczny procesu oczyszczania odcieków

Przeprowadzone badania toksykologiczne wykazały, że przy całym badanym zakresie Bx nastąpiło zmniejszenie wartości jednostek toksyczności ostrej ścieków w odpływie w porównaniu z mieszaniną dopływającą do reaktora w odniesieniu do wszystkich przebadanych organizmów testowych. Wykluczono zatem powstawanie w procesie oczyszczania bardziej toksycznych produktów pośrednich rozkładu związków zawartych w dopływie. Najbardziej wrażliwe na związki chemiczne występujące w mieszaninie ścieków i odcieków dopływających do reaktora okazały się larwy ochotki (*Chironomus* sp.) – TUa = 8,0 – 16,7, natomiast na działanie odcieków surowych - ryby *Lebistes reticulatus* (TUa = 85,8).

Kaur i wsp. (1996) prowadzili badania na embrionach ryb *Ozyrias latipes* poddawanych toksycznemu działaniu odcieków o wartości ChZT = 740-5 000 mgO₂/l, zaś BZT = 223 – 1700 mgO₂/l. Przy 8 % ilości odcieków obserwowano 100% śmiertelność organizmów (IV

klasa toksyczności). Osaki i wsp. (2006) badali wpływ odcieków na młode i dorosłe ryby z tego gatunku, poddając je działaniu odcieków o ChZT = 79 mgO₂/l, BZT = 52 mgO₂/l. Uzyskane wartości TUa wynosiły, odpowiednio, 5,26 i 1,88. Sisino i wsp. (2000) poddawali ryby *Brachydanio rerio* działaniu odcieków o ChZT = 5 200 – 11 500 mgO₂/l, BZT₅ = 2 800 – 4 000 mgO₂/l. Uzyskali TUa = 17,54-45,45 (III klasa toksyczności). Ten sam gatunek organizmów badali Bila i wsp. (2005), odcieki charakteryzowały się ChZT = 3 096 mgO₂/l i BZT₅ = 130 mgO₂/l. Wyznaczone jednostki toksyczności ostrej wynosiły > 20, zaś podczas testu na rybach *Poecilia vivipara* - 44,64. Badane w niniejszej pracy odcieki również wykazywały wysoką toksyczność wobec ryb *Lebistes reticulatus*, wartość TUa = 85,5 pozwala zakwalifikować je do górnej granicy III klasy toksyczności.

Wykazany w niniejszej pracy spadek toksyczności ścieków w procesie ich oczyszczania w SBR znajduje potwierdzenie w pracach innych badaczy zajmujących się oczyszczaniem odcieków. Bila i wsp. (2005) poddawali odcieki koagulacji/flokulacji oraz ozonowaniu przy różnych stężeniach ozonu. Tak podczyszczone odcieki poddawano badaniom toksykologicznym na rybach *Brachydanio rerio* i *Poecilia vivipara*. Początkowa wartość TUa wynosiła dla *B. rerio* > 20, po koagulacji/flokulacji spadła do 14,14, zaś proces ozonowania badanych odcieków skutkowało zmniejszeniem się TUa do 6,91. Dla *P. vivipara* odnotowano TUa odcieków 44,64, podczas podczyszczania wartość ta zmalała do, odpowiednio, 14,14 oraz 6,30-10,81. Osaki i wsp. (2006) oczyszczali odcieki łącznie metodami: koagulacja/sedymentacja, oczyszczanie biologiczne za pomocą osadu czynnego, filtracja, adsorpcja na węglu aktywnym, chlorowanie. Odcieki (TUa = 1,88 dla dorosłych *Oryzias latipes* i 5,26 dla młodych ryb z tego gatunku) poddane oczyszczeniu tymi metodami stały się nietoksyczne (TUa = 0). W niniejszych badaniach w odniesieniu do ryb *Lebistes reticulatus* w całym zakresie Bx uzyskano obniżenie TUa mieszaniny odcieków ze ściekami bytowymi z 1,7-3,3 do 1,3-1,7.

Podczas ekspozycji *Daphnia magna* na badane w niniejszej pracy odcieki surowe, uzyskano TUa = 16,0. Wartość ta jest zbliżona do niektórych wyników uzyskanych przez Bernarda i wsp. (1996), którzy badali toksyczność odcieków pochodzących z 27 składowisk. Odcieki pochodzące z dziesięciu składowisk odpadów komunalnych charakteryzowały się wartościami TUa = 0 – 31,8, z czego aż siedem prób odcieków należy uznać za silnie toksyczne (III klasa toksyczności). Próby pobrane z lizymetrów charakteryzowały się wartościami TUa = 4,65 (toksyczne, II klasa) oraz 18,87 (silnie toksyczne, III klasa). Autorzy ci badali również toksyczność odcieków pochodzących ze składowisk, na których składowane są odpady przemysłowe obojętne, niebezpieczne oraz mieszane odpady komunalne i

niebezpieczne przemysłowe. Uzyskano wartości TUa, odpowiednio, 2,4-4,2, 1,6-8,8 oraz 5,3-41,7. Zarówno badania własne, jak i badania Bernarda i wsp. (1996) wykazały, że odcieki pochodzące ze składowisk odpadów komunalnych w większości zaliczane są do III klasy toksyczności dla *Daphnia magna*. Wartości jednostek toksyczności ostrej tych odcieków są znacznie wyższe, niż TUa wyznaczone dla odcieków ze składowisk przemysłowych. Słomczyńska i wsp. (2001), badając toksyczność odcieków ze składowiska Łubna, charakteryzującymi się ChZT = 2 678-3 959 mgO₂/l, uzyskali wartości TUa w teście na organizmach *Daphnia magna*, wynoszące odpowiednio, 15,6-22,7. Odmienne, znacznie niższe wartości TUa (3,57-6,25) uzyskali Marttinen i wsp. (2002), dla *Daphnia magna*, poddawanych działaniu odcieków charakteryzujących się wartościami ChZT = 340-920 mgO₂/l i BZT₅ = 520-600 mgO₂/l. Bloor i wsp. (2005) przeprowadzili test toksyczności na skorupiakach *Gammarus pulex* oraz *Asellus aquaticus*, badane odcieki charakteryzowały się wartością ChZT = 1 200 mgO₂/l i BZT₅ = 600 mgO₂/l. Odcieki te były ekstremalnie toksyczne dla pierwszego z badanych organizmów (TUa = 100, IV klasa toksyczności) i toksyczne dla *Asellus aquaticus* (TUa = 8,12, II klasa toksyczności). Innym skorupiakiem wykorzystywanym do badań nad toksycznym działaniem odcieków była *Artemia salina*. Svensson i wsp. (2005) poddawali ją działaniu odcieków o ChZT = 460 mgO₂/l i BZT₅ = 19 mgO₂/l, uzyskując TUa = 1,33, zaś Słomczyńska i wsp. (2001) - TUa = 4,9-7,2, pozwalające zakwalifikować odcieki do I klasy toksyczności (słabo toksyczne).

Svensson i wsp. (2005) prowadzili badania nad oczyszczaniem odcieków (początkowe TUa = 1,33) za pomocą procesu Fentona, ozonowania, oczyszczaniem biologicznym z zawieszonym nośnikiem biomasy oraz na geofiltrze. Oczyszczone odcieki wykorzystywano do testów toksykologicznych na skorupiaku *Artemia salina*, uzyskując odpowiednio, w.w. metodami, 1,25, 1,27, 1,01 oraz 1,30 TUa. Marttinen i wsp. (2002), prowadząc badania toksykologiczne na skorupiakach *Daphnia magna* poddawanych ekspozycji odcieków oczyszczonych metodami napowietrzania, nanofiltracji i ozonowania wykazali, że toksyczność badanych odcieków (TUa = 3,57-6,25) nie zmniejszyła się po przeprowadzeniu ww. procesów, dopiero po przeprowadzeniu procesu podczyszczania biologicznego w warunkach polowych odcieki stały się nietoksyczne (TUa = 0). Słomczyńska i wsp. (2004) poddawali odcieki procesowi koagulacji za pomocą FeCl₃, oraz utlenianiu przy udziale O₃ oraz H₂O₂/O₃. Podczas stosowania tych procesów, badacze ci nie uzyskali znacznego zmniejszenia toksyczności badanych prób na *Daphnia magna* i *Scenedesmus quadricauda*. Badania własne nad procesem oczyszczania mieszaniny odcieków i ścieków bytowych w

reaktorze SBR wykazały zmniejszenie wartości TUa z 2,2-5,0 do 1,3-1,7 dla tych organizmów.

Podczas testu toksyczności oczyszczonych odcieków na glony *Scenedesmus quadricauda* w niniejszej pracy uzyskano zmniejszenie TUa z 4,0-12,5 do 2,7-6,3 w całym zakresie badanego Bx. Marttinen i wsp. (2002) również odnotowali ok. 50% zmniejszenie toksyczności badanych odcieków o początkowej wartości TUa = 6,67-10. Autorzy ci analizowali działanie toksyczne odcieków na glony *Scenedesmus subspicatus*, uzyskując wyniki TUa = 1-18,2 dla odcieków ze składowisk komunalnych, 1,3-1,6 ze składowisk odpadów przemysłowych obojętnych, 3,7-8,5 ze składowisk odpadów przemysłowych niebezpiecznych oraz 2,4-33,3 dla odcieków ze składowisk odpadów mieszanych. Badane odcieki pochodzące ze składowiska odpadów komunalnych zlokalizowanego w Otwocku wykazały większą toksyczność dla glonów *Scenedesmus quadricauda*, TUa=40,0 i powodowały ich deformację. Wartość ta jest wyższa od uzyskanej przez Słomczyńską i wsp. (2001) dla glonów *Scenedesmus quadricauda* (TUa = 23,8-33,3) i zbliżona do najwyższych wartości TUa odnotowanych przez Marttinena i wsp. (2002) podczas testu na glonach *Raphidocelis subcapitata*. Wartości jednostek toksyczności ostrej odnotowane przez tych badaczy były w przedziale 5,88-50,0.

Przy rozważaniu problemu toksycznego oddziaływania odcieków na organizmy żywe, należy brać pod uwagę możliwość wpływu na to zjawisko metali ciężkich zawartych w odciekach. Z badań Fjallborg i wsp. (2005) nad toksycznością metali występujących w osadach z odcieków w odniesieniu do *Daphnia magna* wynikała korelacja pomiędzy EC-50 a stężeniem cynku, manganu i wapnia (współczynnik korelacji $r = 0,922$), natomiast brak istotnej korelacji pomiędzy EC-50 a stężeniem miedzi ($r = 0,659$). Z porównania wielkości stężeń cynku (5-20 mgZn/l) i wapnia (653 – 1615 mgCa/l) przy których zjawisko to miało miejsce, można wnioskować, że wysokie stężenie jonów wapniowych zmniejsza toksyczny wpływ cynku, co potwierdziło tezę, iż wysokie stężenie jonów wapniowych obniża toksyczny wpływ cynku.

Niniejsze badania wykazały słabą korelację pomiędzy stężeniem cynku w dopływie a toksycznością prób dla wszystkich badanych organizmów ($r = 0,104 - 0,275$), jednak podczas badania ścieków odpływających z reaktora odnotowano prawie pełną korelację pomiędzy stężeniem cynku i TUa dla *Scenedesmus quadricauda* oraz *Chironomus* sp. (odpowiednio, $r = 0,936$ i $0,892$), bardzo wysoką dla *Lebistes reticulatus* ($r = 0,729$) i wysoką dla *Daphnia magna* ($r = 0,617$) (tabela 3.5.). Wraz ze wzrostem stężenia cynku (0,292-2,004 mgZn/l)

wzrastała zatem toksyczność badanych prób. Odnotowane stężenia metali były znacznie mniejsze, niż stwierdzone przez Fjallborga i wsp. (2005).

Tabela 3.5. Zestawienie wartości współczynników korelacji pomiędzy TUa poszczególnych organizmów a stężeniem metali oznaczonych w dopływie i odpływie
Table 3.5. List of the correlation coefficients values between TUa of the particular organisms and metals concentration in influent and effluent

DOPLÝW

	Zn	Cu	Ni	Pb	Cd	Cr
<i>Lebistes reticulatus</i>	0,2	0,3	0,8	0,5	0,6	0,4
<i>Daphnia magna</i>	0,1	-0,1	0,5	0,4	0,6	0,3
<i>Chironomus</i> sp.	-0,1	-0,1	0,4	0,7	0,7	0,6
<i>Scenedesmus</i> sp.	0,3	0,6	0,9	0,6	0,9	0,5

ODPLÝW

	Zn	Cu	Ni	Pb	Cd	Cr
<i>Lebistes reticulatus</i>	0,7	0,5	0,2	0,7	0,7	0,1
<i>Daphnia magna</i>	0,6	0,7	-0,2	0,4	0,6	1,0
<i>Chironomus</i> sp.	0,9	0,9	0,1	0,5	0,9	0,9
<i>Scenedesmus</i> sp.	0,9	0,9	0,3	0,6	0,9	0,9

3.3. Kształtowanie się biocenozy osadu czynnego w procesie oczyszczania odcieków

Reasumując, przeprowadzone badania wykazały, że osad czynny w reaktorze SBR posiadał cechy osadu dobrze pracującego przy dozowaniu odcieków w ilości 1-10% w mieszaninie ze ściekami syntetycznymi, przy której ChZT dopływu było w zakresie 632-1059 mgO₂/l, 29,4-104 mgN-NH₄/l, 0,030-0,590 mgN-NO₂/l, 0,02-0,69 mgN-NO₃/l i 11,5-14,3 mg P-PO₄/l, a B_x 0,23-0,45 mg ChZT/mg d. Oprócz bakterii zoogalealnych i nitkowatych tworzących zrąb kłaczków, w osadzie występowała mikrofauna złożona, odpowiednio z 5 i 4 taksonów. Podobną liczebność taksonów w osadzie czynnym stwierdziła Kuligowska i wsp. (2005) przy oczyszczaniu odcieków, które cechowała wielkość ChZT rzędu 612 mgO₂/l (tabela 3.6, 3.7). Głównymi przedstawicielami mikrofauny w osadzie czynnym były wiciowe oraz pierwotniaki osiadłe z rodzajów *Opercularia* i *Vorticella*. Całkowita liczba pierwotniaków wynosiła 1,6·10³/mg sm, podczas gdy w niniejszych badaniach przy B_x=0,40-0,45 mg ChZT/mg d liczba ta była w zakresie 1,8·10³-8,0·10³/mg sm. Kuligowska i wsp. (2005) nie stwierdzili obecności w osadzie bakterii nitkowatych, zaś w badaniach

prowadzonych w niniejszym procesie przy podanych wyżej wartościach B_x wykryto je w ilości $4,8 \cdot 10^3$ - $6,6 \cdot 10^3$ /mg sm. Badacze ci nie wykazali również obecności w osadzie czynnym wrotków, zoogloalnych skupisk bakterii oraz *Zoogloea ramigera*, natomiast w badaniach własnych przy $B_x = 0,40$ - $0,45$ mg ChZT/mg d stwierdzono je w ilości, odpowiednio, 670 – 510/mg sm, $13,3 \cdot 10^3$ - $15,2 \cdot 10^3$ /mg sm oraz $1,2 \cdot 10^3$ /mg sm. Kuligowska i wsp. (2005) wykazali znaczną różnorodność mikrofauny (15 – 22 taksony) w osadzie czynnym zaadaptowanym do oczyszczania odcieków charakteryzujących się ChZT w zakresie 570 – 580 mgO₂/l. Organizmami dominującymi w mikrofaunie były ameby skorupkowe z rodzaju *Centropyxis* sp., orzęski osiadłe *Acineta uncinata*, *Epistilis plicatilis*, *Opercularia coarctata* oraz orzęski wolnopływające *Aspidisca cicada*. Całkowita liczba organizmów wynosiła $1,2 \cdot 10^3$ – $1,6 \cdot 10^3$ /mg sm., podczas gdy w badaniach prowadzonych w niniejszym procesie przy ww. zakresie B_x stwierdzono $22,3 \cdot 10^3$ - $29,9 \cdot 10^3$ organizmów w mg sm. Ta blisko 19-krotna różnica w stwierdzonej ilości organizmów wynikać może z faktu, iż stosowane do badania odcieki doprowadzane wraz ze ściekami bytowymi do reaktora były w innym stopniu zanieczyszczone związkami organicznymi, niż odcieki wykorzystywane przez Kuligowską i wsp. Świadczy o tym 2-krotnie większe ChZT dopływu w niniejszej pracy w porównaniu z ChZT stwierdzonym przez ww. badaczy. Ogólna liczba pierwotniaków w osadzie czynnym była zbliżona do wykrywanej w dobrze pracujących osadach czynnych będącej w zakresie 10^3 - $5 \cdot 10^4$ osob./ml [Madoni, 1991; Abraham, 1997].

Zwiększenie udziału odcieków w ściekach dozowanych do reaktora do 20 i 30%, a tym samym wielkości B_x do 0,96 i 1,64 mg ChZT/mg d spowodowało wydatne zmniejszenie się liczebności bakterii zoogloalnych w osadzie, gwałtowny zanik większości pierwotniaków ($2,2 \cdot 10^3$ - $6,9 \cdot 10^3$ /mg sm) i wrotków, natomiast sprzyjało rozwojowi bakterii nitkowatych ($14 \cdot 10^3$ - $16 \cdot 10^3$ /mg sm). Ta grupa bakterii, obok bakterii zoogloalnych oraz pierwotniaków osiadłych z rodzaju *Opercularia* uznana może być za charakterystyczny komponent biocenozy osadu czynnego zaadaptowanego do oczyszczania badanych odcieków. O dominacji w osadzie czynnym zaadaptowanym do oczyszczania odcieków składowiskowych pierwotniaków rodzaju *Opercularia* (*O. microdiscum*) oraz bakterii nitkowatych, donosili Drzewicki i wsp. (2007). Rozwój tych bakterii w osadzie, podobnie jak w niniejszej pracy nie wpływał negatywnie na opadalność osadu. Liczba taksonów pierwotniaków w osadzie zwiększała się wraz ze zwiększeniem wieku osadu (przy wieku 10, 17, 24 i 51 dni, wynosiła odpowiednio 5, 7, 9 i 15 taksonów).

Przyczynę zaniku mikrofauny w badanym osadzie czynnym przy B_x w zakresie 0,96-1,64 mg ChZT/mg d należy upatrywać w obecności trudnorozkładalnych lub toksycznych

związków węgla w badanych odciekach. Przemawia za tym wysoka wartość ChZT w odciekach oczyszczonych, wynosząca odpowiednio, 1246 i 2879 mgO₂/l. Mniejszy wpływ na to zjawisko miało stężenie mineralnych form azotu, bowiem nie przekraczało ono wielkości wykazujących działanie toksyczne lub inhibitujące wzrost mikrofauny osadu czynnego (tabela 3.8). Również zawartość metali ciężkich w oczyszczanych ściekach nie była czynnikiem ograniczającym rozwój pierwotniaków i wrotków w osadzie. Według Abrahama i wsp. (1997) pierwotniaki zaliczane do gatunków *Aspidisca cicada*, *Chilodonella uncinata*, *Vorticella convallaria* i *Vorticella microstoma* tolerują stężenie Fe > 2 mg/l, Zn > 0,5 mg/l, Cu > 0,06 mg/l i Cr = 0,10 mg/l, a więc przekraczające znacznie stężenia tych metali występujące w oczyszczanych ściekach.

Przeprowadzone badania są podstawą do sugerowania, iż wzrost efektywności oczyszczania odcieków uzyskać można przez zwiększenie ilości mikroorganizmów zaadaptowanych do rozkładu występujących w nich zanieczyszczeń. W przypadku badanych odcieków są to bakterie zoogloalne i nitkowate oraz pierwotniaki z rodzaju *Opercularia* (rys. 2.7). Z badań Żubrowskiej-Sudoł (2004) i Podedwornej i Żubrowskiej-Sudoł (2005) wynika, że warunki do intensywnego namnożenia mikroorganizmów zapewniają reaktory typu MBSBBR (moving-bed sequencing batch biofilm reactor), w których wzrost mikroorganizmów jest w formie osadu czynnego i błony biologicznej na powierzchni ruchomych nośników wykonanych z tworzyw sztucznych o dużej powierzchni właściwej. Technologia ta pozwala na przyjęcie dużego ładunku zanieczyszczeń bez zmiany objętości reaktora oraz gwarantuje zachodzenie procesu nityfikacji bez względu na wielkość czasu zatrzymania ścieków w reaktorze i wiek osadu czynnego, a także procesu zintegrowanej denityfikacji i biologicznej defosfatacji w warunkach obniżonego ładunku związków organicznych (denityfikacja defosfatacyjna). Rozwój biomasy na kształtkach ogranicza również konieczność recyrkulacji osadu i jego sedymentacji w osadnikach wtórnych, a zatem również eliminuje problem pęcznienia osadu. Jest to niezmiernie istotne w przypadku badanych odcieków, gdyż w biocenozie osadu czynnego zaadaptowanego do ich oczyszczania dominowały bakterie nitkowate, przy $Bx=1,64$ mg ChZT/mg d również grzyby strzępkowe. Wcześniej, klasyczne reaktory z immobilizowaną biomasą stosowane były do oczyszczania odcieków przez Imai i wsp. (1993) i Welandera i wsp. (1997), a reaktory SBR z nośnikiem mikroorganizmów przez Loukidou i Zouboulis (2001).

Tabela 3.6. Porównanie liczebności różnych grup mikroorganizmów w osadzie czynnym oznaczonych w badaniach własnych i przez Kuligowską i wsp. (2006) podczas procesu oczyszczania odcieków przy różnym ich udziale procentowym w mieszaninie dopływającej do reaktora

Table 3.6. Comparison of the quantity of different groups of microorganisms in the activated sludge determined in own examinations and by Kuligowska et al. (2006) during leachates treatment process in SBR at its different percentage participation in the influent mixture.

Autor	ChZT (mgO ₂ /l)		Szylak-Szydłowski		Kuligowska		Liczba organizmów l w mg						
	Osad zaszczepiający		1	3	5	10	20	30	40				
	520		632	847	955	1059	2069	3406	-				
	-		-	-	-	570	580	-	612				
	Rodzaj organizmów												
	Zarodziowe	nw	5,6·10 ³	264	335	nw	nw	nw	-				
	Wiciowe	2,1·10 ³	nw	2,9·10 ³	110	595	nw	1,1·10 ³	-				
	Orzęski osiadłe	1,3·10 ³	8,0·10 ³	10,5·10 ³	6,5·10 ³	1,2·10 ³	6,9·10 ³	1,1·10 ³	-				
	Orzęski wolnoplływające	2,4·10 ³	485	264	1,1·10 ³	170	373	nw	-				
	Wrotki	1,8·10 ³	1,4·10 ³	1,3·10 ³	670	510	168 (marwe)	nw	-				
	Zoogłecinalne skupiska bakterii	600	nw	nw	15,2·10 ³	13,3·10 ³	931	384	-				
	<i>Zoogloea ramigera</i>	3,1·10 ³	nw	529	1,2·10 ³	nw	nw	nw	-				
	Bakterie nitkowate	2,8·10 ³	nw	nw	4,8·10 ³	6,6·10 ³	16·10 ³	14·10 ³	-				
	Całkowita liczba organizmów (ilość/l)	56,4·10 ⁶	63,4·10 ⁶	59,3·10 ⁶	107,0·10 ⁶	78,7·10 ⁶	77,9·10 ⁶	51,6·10 ⁶	-				
	Całkowita liczba organizmów (ilość/mg sm)	14,1·10 ³	15,4·10 ³	15,7·10 ³	29,9·10 ³	22,3·10 ³	24,2·10 ³	16,5·10 ³	-				
	Zarodziowe	1,1·10 ³	-	-	-	440	160	-	6				
	Wiciowe	< 10	-	-	-	< 10	10·100	-	10·100				
	Orzęski osiadłe	1,8·10 ³	-	-	-	660	1,0·10 ³	-	863				
	Orzęski wolnoplływające	1,5·10 ³	-	-	-	790	146	-	9				
	Całkowita liczba organizmów (ilość/l)	13·10 ⁶	-	-	-	6·10 ⁶	3·10 ⁶	-	2·10 ⁶				
	Całkowita liczba organizmów (ilość/mg sm)	4550	-	-	-	1982	1194	-	896				

Kuligowska i wsp.
(2006)

Tabela 3.7. Porównanie liczebności pierwotniaków w osadzie czynnym pierwotniaków procesie oczyszczania odcieków przy różnym ich udziale procentowym w mieszaninie dopływającej do reaktora oznaczonych w badaniach własnych i przez Kuligowską i wsp. (2006)

Table 3.7. Comparison of the quantity of protozoa in the activated sludge during leachates treatment process at its different percent participation in the influent mixture determined in own examinations and by Kuligowska et al. (2006)

Autor	Udział procentowy odcieków		10-20	40	1
	ChZT (mgO ₂ /l)	Szyłak-Szydłowski (2007)	-	-	632
		Kuligowska (2006)	570-580	612	
Rodzaj organizmów		Liczba organizmów l w mg			
Szyłak-Szydłowski (2007)	Zarodziowe		-	-	5,6·10 ³
	Wiciowe		-	-	nw
	Orzęski osiadłe		-	-	8,0·10 ³
	Orzęski wolnoptywające		-	-	485
	Całkowita liczba pierwotniaków (ilość/l)		-	-	58,0·10 ⁶
	Całkowita liczba pierwotniaków (ilość/mg sm)		-	-	14,1·10 ³
Kuligowska i wsp. (2006)	Zarodziowe		300	6	
	Wiciowe		10-100	10-100	-
	Orzęski osiadłe		830	863	-
	Orzęski wolnoptywające		468	9	-
	Całkowita liczba pierwotniaków (ilość/l)		4,5·10 ⁶	2,0·10 ⁶	-
	Całkowita liczba pierwotniaków (ilość/mg sm)		1,6·10 ³	896	-

Tabela 3.8. Porównanie wielkości stężeń różnych form azotu mineralnego w oczyszczanych ściekach przy krytycznych wartościach obciążenia osadu z dawkami toksycznymi dla mikrofauny osadu czynnego

Table 3.8. Comparison of the concentrations of the different forms of mineral nitrogen in treated wastes at the critical sludge load values with its toxic concentrations for activated sludge microfauna

Stężenie różnych form azotu mineralnego przy krytycznych wartościach B_x				Działanie inhibitujące lub toksyczne na mikrofaunę osadu czynnego.	Autor, rok
B_x	mg/l				
	N-NH ₄	N-NO ₂	N-NO ₃		
0,96 mg ChZT/mg d	dopływ			Wrotki – <i>Brachionus plicatilis</i> zahamowanie aktywności glikozydazy przy 2,4 ppm niezjonizowanego amoniaku	Araujo i współautorzy (2000)
	292	0,100	1,07		
	odpływ			Pierwotniaki – <i>Euplotes vannus</i> LC50 po 2 godz. 7870 mg N-NH ₄ /l Progowe stężenie hamujące wzrost 100 mg amoniaku/l	Xu Henglong i współautorzy (2004)
	9,60	0,050	7,80		
1,64 mg ChZT/mg d	dopływ			Pierwotniaki – <i>Paramecium bursaria</i> LC50 po 2 godz. 95,94 mg amoniaku/l 27,3 mg azotynu/l	Xu Henglong i współautorzy (2005)
	351	1,040	4,67		
	odpływ			Pierwotniaki i wrotki – hamowanie wzrostu przy stężeniu azotu amonowego powyżej 30 mg/l	Puigagut i współautorzy (2005)
	52,1	0,070	1,90		

3.4. Kształtowanie się populacji mikroorganizmów w procesie oczyszczania odcieków

Celem badań mikrobiologicznych było przebadanie wpływu obciążenia osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń (B_x) na rozwój w nim wybranych grup mikroorganizmów będących wskaźnikami stopnia rozkładu związków organicznych i zanieczyszczenia pod względem sanitarnym. Założeniem tych badań było ustalenie zakresu B_x , przy którym zachodzi eliminacja tych mikroorganizmów z odcieków połączona z ich akumulacją w kłaczkach osadu oraz oszacowanie stopnia zagrożenia sanitarnego dla środowiska przy jego ewentualnym wykorzystaniu do celów rolniczych.

Przeprowadzone badania mikrobiologiczne ścieków dopływających i odpływających z reaktora oraz osadu czynnego zaadaptowanego do procesu oczyszczania wykazały, iż głównymi zanieczyszczeniami bakteriologicznymi odcieków dodawanych do syntetycznych ścieków bytowych były bakterie psychrofilne (BP) i mezofilne (BM). Przy 1% dodatku odcieków do ścieków syntetycznych ich liczebność wynosiła, odpowiednio, $63 \cdot 10^5$ i $56 \cdot 10^5$ jtk/ml. Mniej licznie w odciekach występowały bakterie sporowe (BS) (107 jtk/ml), bakterie z rodziny *Enterobacteriaceae* (650 jtk/ml) i grzyby mikroskopowe (462 jtk/ml). Najmniej liczną grupę bakterii stanowiły termotolerancyjne bakterie grupy coli (TBGC) (23 jtk/100 ml), *C. perfringens* (185 jtk/100 ml) i *L. monocytogenes* (175 jtk/100 ml). Biorąc pod uwagę fakt, że liczba *L. monocytogenes* była zbliżona do liczby *C. perfringens* i ok. 10-krotnie większa od liczby termotolerancyjnych bakterii grupy coli – przyjętych za rutynowe wskaźniki stopnia zanieczyszczenia wody pod względem sanitarnym, można uznać tę bakterię obok ww. za specyficzny wskaźnik zanieczyszczenia odcieków bakteriami mogącymi stanowić zagrożenie sanitarne. Zmienna ilość tych bakterii podobnie jak BM i z rodziny *Enterobacteriaceae* w odciekach naturalnych pobieranych w różnym okresie do sporządzania ścieków dozowanych do reaktora, była przyczyną braku korelacji pomiędzy ich ilością w ściekach dozowanych i procentowym udziałem odcieków w mieszaninie dozowanej do reaktora.

Podobne zależności pomiędzy liczebnością oznaczanych grup mikroorganizmów jak w odciekach, stwierdzono w osadzie czynnym zaadaptowanym do ich poczynszczenia (średnio, BP – $135 \cdot 10^5$ jtk/mg sm, BM – $72 \cdot 10^5$ jtk/mg sm, BS – $29 \cdot 10^4$ jtk/mg sm, bakterie z rodziny *Enterobacteriaceae* – $18 \cdot 10^4$ jtk/mg sm, GM – $62 \cdot 10^3$ jtk/mg sm, TBGC – 50 jtk/mg sm, *C. perfringens* – 22 jtk/mg sm i *L. monocytogenes* – 3 jtk/mg sm (tabela 2.20).

Spośród tych organizmów główne zagrożenie sanitarne dla środowiska stanowią *L. monocytogenes* i grzyby mikroskopowe. Wynika to z faktu, iż liczba komórek *L. monocytogenes* wykryta w osadzie ($4 \cdot 10^3$ jtk/g) przewyższała znacznie dawkę infekcyjną tych

bakterii dla zwierząt ciepłokrwistych i człowieka (10^2 jtk/g żywności – cyt. za Grabińska-Łoniewska, w druku). Znacznie mniejszym zagrożeniem sanitarnym jest występowanie w odciekach i osadzie czynnym *C. perfringens*, który uznawany jest zgodnie z prawodawstwem polskim za rutynowy wskaźnik stopnia zanieczyszczenia pod tym względem wody, ścieków i osadów. Ilość tych bakterii stwierdzona w osadzie ($22 \cdot 10^3$ jtk/g) jest znacznie niższa od przyjętej jako dawka infekcyjna dla ludzi (10^5 - 10^7 jtk przy jednorazowej infekcji – cyt. za Grabińska-Łoniewska, w druku).

Niepokojącym zjawiskiem jest także kumulacja w osadzie czynnym grzybów mikroskopowych zaliczanych do gatunków chorobotwórczych i potencjalnie chorobotwórczych dla zwierząt ciepłokrwistych i człowieka, takich jak *Aspergillus fumigatus*, *Paecilomyces lilacinus*, *Pichia jądani* (*C. utilis*), *Geotrichum candidum* i *G. fragrans*.

Z analizy uzyskanych wyników badań liczebności mikroorganizmów w ściekach dopływających i odpływających z reaktora wynika, że skuteczność ich usuwania w procesie oczyszczania przy różnych wartościach B_x kształtowała się odmiennie w odniesieniu do poszczególnych ich grup. BP, BM i *L. monocytogenes* usuwane były w 90-99% w procesie prowadzonym przy $B_x=0,23$ - $0,50$ mg ChZT/mg d, grzyby mikroskopowe przy $B_x=0,23$ - $0,96$ mg ChZT/mg d, a TBGC przy $0,40$ - $0,45$ mg ChZT/mg d. Przeprowadzony proces oczyszczania odcieków cechowała znacznie mniejsza skuteczność usuwania bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* (52-59% przy $B_x=0,23$ - $0,40$ mg ChZT/mg d), *C. perfringens* (48-17% przy $B_x=0,23$ - $0,40$ mg ChZT/mg d), a szczególnie BS (49% przy $B_x=0,23$ mg ChZT/mg d).

W odniesieniu do różnych grup mikroorganizmów zróżnicowana była także dynamika ich akumulacji w kłaczkach osadu czynnego oraz wymywania z kłaczków do odpływu. I tak, w przypadku:

- BP i BM oraz GM zwiększona akumulacja w kłaczkach osadu miała miejsce przy $B_x=0,96$ - $1,64$ mg ChZT/mg d, a wymywanie przy $B_x=1,64$ mg ChZT/mg d;
- BS – szybka akumulacja w kłaczkach połączona z ich wymywaniem do odpływu następowała już przy $B_x=0,34$ mg ChZT/mg d;
- bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* j.w. przy $B_x=0,40$ mg ChZT/mg d, wymywanie szczególnie intensywne przy $B_x=1,64$ mg ChZT/mg d;
- TBGC – akumulacja w kłaczkach osadu wzrastała sukcesywnie ze zwiększeniem wartości B_x , przy czym wymywanie z kłaczków osadu następowało szczególnie intensywnie przy $B_x=1,64$ mg ChZT/mg d;

- *L. monocytogenes* – zwiększona akumulacja komórek miała miejsce tylko przy $B_x=0,45$ mg ChZT/mg d, przy innych wartościach była zmienna. Stwierdzono także na ogół słabe wymywanie tych bakterii z kłaczków osadu, co może sugerować, że kontynuowanie procesu oczyszczania nawet przy $B_x=1,64$ mg ChZT/mg d przyczyni się do znacznego nagromadzenia tych bakterii w osadzie czynnym, a w konsekwencji stanowić może zagrożenie sanitarne przy jego wykorzystywaniu do celów rolniczych;
- *C. perfringens* – zwiększona akumulacja komórek w kłaczkach osadu, jak i ich wymywanie z osadu przy $B_x=0,96-1,64$ mg ChZT/mg d (tabela 3.9);
- Najwyższą ujemną wartość współczynników korelacji ilości mikroorganizmów mikroorganizmów stężenia metali oznaczanych w osadzie czynnym zaobserwowano w przypadku BP i BM a stężeniem cynku ($r_{xy} = -0,9$), natomiast najwyższy dodatni współczynnik korelacji odnotowano pomiędzy liczebnością *L. monocytogenes* a stężeniem miedzi oraz chromu (tabela 3.10).

Tabela 3.9. Porównanie dynamiki zasiedlania kłaczków osadu czynnego przez różne grupy mikroorganizmów
Table 3.9. Comparison of the dynamics of the settlement by different groups of microorganisms

Rodzaj mikroorganizmu	Wartości B_x [mgChZT/mg d]		
	największa skuteczność usuwania (90-97%) komórek z osadu czynnego	przyrost ilości komórek w osadzie czynnym	„wypłukiwanie” komórek z osadu czynnego
bakterie psychrofilne	0,23-0,96	0,23-0,96	1,64
bakterie mezofilne	0,23-0,45	0,23-0,96	1,64
bakterie sporowe	usuwanie tylko przy $B_x=0,23$ w 49%	0,23-0,96	0,34
bakterie z rodziny <i>Enterobacteriaceae</i>	usuwanie tylko przy $B_x=0,23-0,40$ w 55%	0,23-0,40	0,45
termo tolerancyjne bakterie grupy coli	0,23-0,45	0,23-0,96	1,64
<i>Listeria monocytogenes</i>	0,23-0,40	0,23-0,45	0,45
<i>C. perfringens</i>	usuwanie tylko przy $B_x=0,23-0,40$ odpowiednio w 48-17%	0,23-1,64	0,96
grzyby mikroskopowe	0,23-0,96	0,23-0,45	1,64

Tabela 3.10. Wartości współczynników korelacji pomiędzy ilością mikroorganizmów a stężeniem metali w osadzie czynnym

Table 3.10. Correlation coefficient values between microorganisms number and metal concentrations in activated sludge

	Zn	Cu	Ni	Pb	Cd	Cr
BP	-0,9	-0,1	0,6	-0,4	0,4	0,1
BM	-0,9	0,0	0,6	-0,3	0,5	-0,1
BS	0,0	0,8	-0,1	0,0	0,5	0,5
<i>Enterobacteriaceae</i>	0,4	-0,3	-0,2	1,0	0,4	-0,4
TBGC	-0,1	0,7	0,2	0,0	0,7	0,5
<i>Listeria monocytogenes</i>	0,2	0,9	0,2	-0,1	0,5	0,9
<i>Clostridium perfringens</i>	-1,0	-0,1	0,8	-0,4	0,5	-0,1
Grzyby mikroskopowe	-1,0	-0,3	0,8	-0,4	0,3	-0,3

Zaobserwowane zmiany w dynamice akumulacji mikroorganizmów w osadzie i ich wymywania z osadu nie można interpretować zależnościami pomiędzy μ (specyficzna szybkość wzrostu mikroorganizmów) i D (stopień rozcieńczenia wyrażony w Q/V , czyli równoważny obciążeniu hydraulicznemu reaktora), bowiem zwiększenie wartości Bx w niniejszej pracy uzyskiwano nie przez zwiększenie wartości D , lecz przez zwiększanie procentowego udziału odcieków w mieszaninie. Należy je wiązać raczej ze specyfiką wzrostu tych mikroorganizmów takimi jak wytwarzanie subst. polimerycznych w ścianie komórkowej, zdolność do agregacji komórek bądź z wpływem zmieniających się w reaktorze warunków abiotycznych na wzrost (nagromadzenie substancji trudno rozkładalnych, w tym węglowodorów i metali ciężkich). Koresponduje to z obserwowanym zniknięciem mikrofauny osadu przy $Bx = 0,96 \text{ mgChZT/mg d.}$

4. WNIOSKI

- 4.1. W procesie oczyszczania odcieków w mieszaninie ze ściekami komunalnymi w reaktorze SBR pracującym w systemie trzech ośmiogodzinnych cykli na dobę, z których każdy składa się z 45 min. fazy napełniania, 30 min. fazy mieszania, 2 godz. i 10 min. fazy napowietrzania, 45 min. fazy mieszania, 1 godz. i 50 min. fazy napowietrzania oraz 1 godz. i 30 min. fazy sedymentacji i 30 min. fazy dekantacji, przy HRT = 16 godz. i stężeniu osadu czynnego 3-4 g/l uzyskać można 71-74% efektywność usuwania zanieczyszczeń związkami organicznymi, w tym związkami humusowymi, przy B_x w zakresie 0,23-0,45 mg ChZT/mg d (1-10% udziału odcieków w mieszaninie ze ściekami komunalnymi). Gwałtowny spadek efektywności usuwania tych zanieczyszczeń do 45, 40, a następnie 15% zaobserwowano przy B_x wynoszącym odpowiednio 0,69; 0,96 i 1,64 mg ChZT/mg d (15, 20 i 30% odcieków).
- 4.2. Azot amonowy usuwany był w 99% przy B_x w zakresie 0,23-0,40 mg ChZT/mg d (1-5% odcieków) przy B_x w wielkości 0,45-0,96 mg ChZT/mg d (10-20% odcieków) w 95-97%, a przy $B_x = 1,64$ mg ChZT/mg d (30% odcieków) – w 85%. Efektywność usuwania azotu Kjeldahla, obejmującego sumę $N-NH_4$ i Norg przy badanym zakresie B_x wynosiła 73-96%, a fosforanów 16-35%.
- 4.3. Wydajność głównych procesów jednostkowych wyrażonych w miligramach charakterystycznego dla danego procesu zanieczyszczenia w przeliczeniu na mg/g sm d, obliczona metodą Podedwornej (2002) dla procesu prowadzonego przy B_x w zakresie 0,23-0,96 mg ChZT/mg d (1-20% odcieków), w przypadku zanieczyszczeń związkami węgla wzrastała średnio od wartości 169,5 do 383,4 mg ChZT/g d, nityfikacji od wartości 19,7 do 149,1 mg $N-NH_4$ /g d i denityfikacji od 15,6 do 146,0 mg Nog/g d. Powyżej $B_x = 0,96$ mg ChZT/mg d nastąpił ubytek wydajności usuwania związków organicznych oraz stabilizacja efektywności procesów nityfikacji i denityfikacji.
- 4.4. Z analizy efektywności usuwania zanieczyszczeń charakterystycznych dla poszczególnych procesów jednostkowych wyrażonej w mg/g sm d wynika, że brak wystarczająco wysokiej wydajności usuwania węgla organicznego i azotu w procesie oczyszczania prowadzonym do $B_x = 0,96$ mg ChZT/mg d (20% udziału odcieków) wiązał się z faktem, iż odcieki zawierały związki organiczne o charakterze refrakcyjnym. Powodowało to niewielką ich biodegradację oraz obniżenie efektu oczyszczania. Wzrost liczebności bakterii w osadzie czynnym wynikał natomiast z obecności łatwo rozkładalnych źródeł węgla w ściekach komunalnych. W celu

zwiększenia efektywności procesu oczyszczania zasadne wydaje się wydłużenie czasu trwania fazy beztlenowej cyklu, w której nastąpiłaby hydroliza części nierozłożonej frakcji węgla organicznego. Taki zabieg mógłby spowodować także zwiększenie wydajności usuwania ortofosforanów.

- 4.5. W procesie oczyszczania następował wzrost w osadzie czynnym stężenia metali ciężkich, B_x w zakresie 0,23-1,64 mgChZT/mg d, w ilości 5,742-8,631 mgZn/g, 1,161-5,575 mgPb/g, 0,030-0,500 mgNi/g, 0,035-0,131 mgCr/g i ok. 0,024 mgCd/g. Osad czynny po procesie oczyszczania ścieków nie nadaje się do rekultywacji gruntów na cele rolne, nierolne oraz przy dostosowaniu gruntów do określonych potrzeb, określonymi Rozporządzeniem Ministra Środowiska.
- 4.6. Ilość metali ciężkich w odpływie z SBR przy prowadzeniu procesu przy $B_x = 0,23-0,96$ mgChZT/mg d, będąca w zakresie: cynk – 0,292-1,231 mgZn/l, miedź – 0,053-0,322 mgCu/l, nikiel – 0,068-0,092 mgNi/l, ołów – 0,135-0,476 mgPb/l, kadm – 0,013-0,041 mgCd/l, chrom – 0,082-0,084 mgCr/l, nie ogranicza ich odprowadzania do wód i do kanalizacji miejskiej.
- 4.7. Stwierdzona efektywność usuwania zanieczyszczeń w procesie oczyszczania korespondowała z wynikami badań toksykologicznych, bowiem przy całym zakresie $B_x = 0,23-1,64$ mgChZT/mg d nastąpiło zmniejszenie wartości jednostek toksyczności ostrej ścieków (TU_a), co wykluczało powstawanie bardziej toksycznych produktów pośrednich rozkładu od związków zawartych w odciekach dozowanych do SBR. Najbardziej wrażliwe na związki chemiczne występujące w mieszaninie ścieków i odcieków dopływających do SBR były *Chironomus* sp., natomiast na działanie odcieków surowych – *Lebistes reticulatus*.
- 4.8. Biocenozę zaadaptowaną do oczyszczania odcieków stanowiły bakterie zoogłalne, bakterie nitkowate, pierwotniaki – wiciowe (*Mastigota*) oraz orzęski z rodzajów *Aspidisca*, *Glaucoma*, *Lionotus*, *Oxytricha*, *Vorticella*, *Opercularia*, *Tokophrya*, *Diffugia* i wrotki. Stabilny wzrost tych mikroorganizmów miał miejsce przy B_x w zakresie 0,23-0,96 mgChZT/mg d. Zanik pierwotniaków w osadzie nastąpił przy $B_x \geq 0,96$ mgChZT/mg d. Jako organizmy charakterystyczne dla osadu czynnego, rozwijające się przy całym badanym zakresie B_x (0,23-1,64 mgChZT/mg d) uznaje się bakterie zoogłalne, bakterie nitkowate i pierwotniaki z rodzaju *Opercularia*.
- 4.9. Dominującą grupę mikroorganizmów w odciekach oraz w osadzie czynnym zaadaptowanym do ich oczyszczania stanowiły bakterie psychrofilne. Mniej liczne były bakterie mezofilne i sporowe, bakterie z rodziny *Enterobacteriaceae*, bakterie grupy

coli oraz grzyby mikroskopowe. Znacznie mniejsze ilości wykrywano termotolerancyjnych bakterii grupy coli, *L. monocytogenes* i *C. perfringens*.

- 4.10. Najbardziej stabilny wzrost w osadzie czynnym wykazywały bakterie psychrofilne, mezofilne i termotolerancyjne bakterie grupy coli oraz grzyby mikroskopowe. Wypłukiwanie tych mikroorganizmów miało miejsce przy maksymalnym B_x wynoszącym 1,64 mg ChZT/mg d. Mniejszą stabilnością wzrostu charakteryzowało się *C. perfringens* (wypłukiwanie przy 0,96 mg ChZT/mg d). Szybko wypłukiwane z osadu były bakterie sporowe, bakterie z rodziny *Enterobacteriaceae* i *L. monocytogenes*.
- 4.11 Zarówno osad czynny, jak i odcieki odpływające z SBR stanowią zagrożenie sanitarne dla środowiska z uwagi na występowanie w nich *L. monocytogenes* oraz grzybów mikroskopowych z gatunków *Aspergillus fumigatus*, *Paecilomyces lilacinus*, *Pichia jądani* (*C. utilis*), *Geotrichum candidum* i *G. fragrans* w ilościach mogących powodować infekcje wielonarządowe u zwierząt ciepłokrwistych i człowieka.
- 4.12 Ze względu na znaczną zawartość zanieczyszczeń chemicznych w odpływie z reaktora SBR wydaje się zasadne zmodyfikowanie układu technologicznego oczyszczania badanych ścieków przez optymalizację czasu trwania poszczególnych faz cyklu i/lub zastosowanie dodatkowego procesu jednostkowego zapewniającego obniżenie ilości tych zanieczyszczeń do wartości wymaganych dla ścieków doprowadzanych do wód.

5. SPIS TABEL I RYSUNKÓW

TABELE

1. CZĘŚĆ TEORETYCZNA

- Tabela 1.1. Organizmy chorobotwórcze i potencjalnie chorobotwórcze dla ludzi i zwierząt, mogące występować w biomacie z odpadów komunalnych [cyt. za Skalmowski, 2001; uzupełnione i poprawione danymi Pöhla i wsp., 1993]
- Table 1.1. Pathogenic and potentially pathogenic organisms for people and animals, which may occur in the municipal waste biomass [cit. after Skalmowski, 2001; supplemented and revised by Pohle et al., 1993] data
- Tabela 1.2. Czynniki wpływające na przeżywalność mikroorganizmów allochtonicznych w podłożu gruntowym [Serba i Bitton, 1984; cyt. za Zadroga i Olańczuk-Neyman, 2006]
- Table 1.2. Factors influencing on survivability of allochtonic microorganisms in soil basis [Serba and Bitton, 1984; cit. after Zadroga and Olańczuk-Neyman, 2006]
- Tabela 1.3. Zanieczyszczenia bakteriologiczne odcieków z tlenowych i beztlenowych składowisk odpadów komunalnych [Szymański, 2001; cyt. za Zadroga i Olańczuk-Neyman, 2006]
- Table 1.3. Bacteriological impurities of leachates originating from aerobic and anaerobic municipal landfills [Szymański, 2001; cit. after Zadroga and Olańczuk-Neyman, 2006]
- Tabela 1.4. Klasyfikacja rodzaju *Campylobacter*
- Table 1.4. Classification of the genus *Campylobacter*
- Tabela 1.5. Właściwości biochemiczne głównych gatunków bakterii z rodzaju *Campylobacter* [Barton, 1991]
- Table 1.5. Biochemical features of the main species of the bacteria of the genus *Campylobacter* [Barton, 1991]
- Tabela 1.6. Ilość bakterii *Campylobacter* sp. (wartości średnie) wykrywanych na oczyszczalni ścieków [Andersson i wsp. 1997]
- Table 1.6. Quantity of *Campylobacter* sp. bacteria (mean values) occurring in sewage treatment plant [Andersson et al., 1997]
- Tabela 1.7. Częstość występowania różnych gatunków *Campylobacter* sp. w zależności od rodzaju próbek pobranych na terenie oczyszczalni ścieków [Andersson i wsp. 1997]
- Table 1.7. Frequency of occurrence different *Campylobacter* species depending on the kind of samples originating from sewage treatment plants [Andersson et al., 1997]
- Tabela 1.8. Właściwości biochemiczne głównych gatunków bakterii z rodzaju *Yersinia* [Kędzia, 1990; Czernomysy-Furowicz i Furowicz, 1999; Sulkavelidze, 2000; Bergey, 2004]
- Table 1.8. Biochemical features of main species of the bacteria of the genus *Yersinia* [Kędzia, 1990; Czernomysy-Furowicz and Furowicz, 1999; Sulkavelidze, 2000; Bergey, 2004]

Tabela 1.9. Właściwości biochemiczne różnych gatunków rodzaju *Listeria* [Kwiatek, 1992]
Table 1.9. Biochemical features of main species of the bacteria of the genus *Listeria* [Kwiatek, 1992]

Tabela 1.10. Rodzaje infekcji wywoływanych przez *Listeria monocytogenes* [Evans i Bachman, 1999]

Table 1.10. Kinds of the infections caused by *Listeria monocytogenes* [Evans and Bachman, 1999]

Tabela 1.11. Zestawienie skuteczności usuwania zanieczyszczeń z odcieków ze składowisk odpadów z zastosowaniem tlenowych metod biologicznego oczyszczania według różnych autorów

Table 1.11. Effectiveness of the contaminations removal from the municipal landfill leachates by the aerobic methods of biological treatment, according to different authors

Tabela 1.12. Zestawienie skuteczności usuwania zanieczyszczeń z odcieków ze składowisk odpadów z zastosowaniem tlenowych metod biologicznego oczyszczania według różnych autorów

Table 1.12. Effectiveness of the contaminations removal from the municipal landfill leachates by the anaerobic methods of biological treatment, according to different authors

2. CZĘŚĆ DOŚWIADCZALNA

Tabela 2.1. Zakres badań fizykochemicznych, biologicznych, toksykologicznych i mikrobiologicznych wykonywanych w ramach pracy.

Table 2.1. Scope of physico-chemical, biological, toxicological and microbiological analyses carried out in this work

Tabela 2.2. Wyniki badań chemicznych uzyskanych podczas badań monitoringowych przeprowadzonych w procesie oczyszczania przy 5% udziale odcieków w mieszaninie ze ściekami syntetycznymi ($Bx=0,40$ mgChZT/mg d)

Table 2.2. Results of chemical analyses obtained during monitoring studies of the treatment process carried out at 5% leachates participation in the mixture with synthetic sewages ($Bx=0,40$ mgCOD/mg d)

Tabela 2.3. Charakterystyka fizykochemiczna ścieków syntetycznych, odcieków oraz ich mieszaniny dozowanej do reaktora – zakresy wartości.

Table 2.3. Physicochemical characteristics of the synthetic wastes, leachates and their mixture inflowing to reactor – ranges of values.

Tabela 2.4a. Efektywność oczyszczania odcieków w reaktorze SBR w zależności od obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń (Bx) (wartości średnie)

Table 2.4a. Effectiveness of the landfill leachates treatment in SBR depending on impurities sludge loading (Bx) (mean values)

Tabela 2.4b. Wydajność procesów: usuwania związków węgla organicznego, nityfikacji, denityfikacji i wiązania ortofosforanów oraz procentowa wydajność nityfikacji i denityfikacji w zależności od udziału procentowego odcieków w mieszaninie ze ściekami bytowymi – wartości średnie

Table 2.4b. Efficiency of processes: organic carbon compounds, nitrification, denitrification and orthophosphates bonding as well as percentage efficiency of nitrification and denitrification depending on participation of leachates in mixture with municipal sewage -mean values

Tabela 2.5. Wyniki analizy ilościowej substancji humusowych podczas procesu oczyszczania odcieków w reaktorze SBR w zależności od obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń (Bx)

Table 2.5. Results of quantitative analysis of humic substances during leachates treatment process in the SBR reactor depending on impurities sludge loading (Bx)

Tabela 2.6. Wyniki analizy ilościowej metali podczas procesu oczyszczania odcieków w reaktorze SBR w zależności od obciążenia reaktora ładunkiem zanieczyszczeń (Bx)

Table 2.6. Results of quantitative analysis of metals during the leachates treatment process in the SBR reactor depending on sludge loading (Bx)

Tabela 2.7. Wyniki badań toksykologicznych procesu oczyszczania odcieków przy różnym obciążeniu osadu ładunkiem zanieczyszczeń (Bx)

Table 2.7. Results of toxicological analysis during leachates treatment process depending on impurities sludge loading (Bx)

Tabela 2.8./a Liczebność mikroorganizmów w osadzie czynnym w zależności od obciążenia reaktora ładunkiem zanieczyszczeń (Bx), w przeliczeniu na ml osadu czynnego

Table 2.8./a Quantity of microorganisms in the activated sludge depending on impurities sludge loading (Bx), calculated on ml of activated sludge

Tabela 2.8./b Liczebność mikroorganizmów w osadzie czynnym w zależności od obciążenia reaktora ładunkiem zanieczyszczeń (Bx), w przeliczeniu na mg suchej masy

Table 2.8./b Quantity of microorganisms in the activated sludge depending on impurities sludge loading (Bx), calculated on mg of dry mass

Tabela 2.9. Liczebność bakterii psychrofilnych w dopływie, odpływie i osadzie czynnym w procesie oczyszczania odcieków w SBR w zależności od obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń (Bx)

Table 2.9. Quantity of heterotrophic psychrophilic bacteria in influent, effluent and in activated sludge during leachates treatment process in SBR depending on impurities sludge loading (Bx)

Tabela 2.10. Liczebność bakterii mezofilnych w dopływie, odpływie i osadzie czynnym w procesie oczyszczania odcieków w SBR w zależności od obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń (Bx)

Table 2.10. Quantity of mesophilic bacteria in influent, effluent and in activated sludge during leachates treatment process in SBR depending on impurities sludge loading (Bx)

Tabela 2.11. Liczebność bakterii sporowych w dopływie, odpływie i osadzie czynnym w procesie oczyszczania odcieków w SBR w zależności od obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń (Bx)

- Table 2.11. Quantity of spore forming bacteria in influent, effluent and in activated sludge during leachates treatment process in SBR depending on impurities sludge loading (Bx)
- Tabela 2.12. Liczebność bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* w dopływie, odpływie i osadzie czynnym w procesie oczyszczania odcieków w SBR w zależności od obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń (Bx)
- Table 2.12. Quantity of bacteria of the family *Enterobacteriaceae* in influent, effluent and in activated sludge during leachates treatment process in SBR depending on impurities sludge loading (Bx)
- Tabela 2.13. Liczebność termotolerancyjnych bakterii grupy coli w dopływie, odpływie i osadzie czynnym w procesie oczyszczania odcieków w SBR w zależności od obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń (Bx)
- Table 2.13. Quantity of thermotolerant coliforms bacteria in influent, effluent and in activated sludge during leachates treatment process in SBR depending on impurities sludge loading (Bx)
- Tabela 2.14. Liczebność *Listeria monocytogenes* w dopływie, odpływie i osadzie czynnym w procesie oczyszczania odcieków w SBR w zależności od obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń (Bx)
- Table 2.14. Quantity of *Listeria monocytogenes* in influent, effluent and in activated sludge during leachates treatment process in SBR depending on impurities sludge loading (Bx)
- Tabela 2.15. Liczebność *Clostridium perfringens* w dopływie, odpływie i osadzie czynnym w procesie oczyszczania odcieków w SBR w zależności od obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń (Bx)
- Table 2.15. Quantity of *Clostridium perfringens* in influent, effluent and in activated sludge during leachates treatment process in SBR depending on impurities sludge loading (Bx)
- Tabela 2.16. Liczebność grzybów mikroskopowych w dopływie, odpływie i osadzie czynnym w procesie oczyszczania odcieków w SBR w zależności od obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń (Bx)
- Table 2.16. Quantity of microscopic fungi in influent, effluent and in activated sludge during leachates treatment process in SBR depending on impurities sludge loading (Bx)
- Tabela 2.17. Gatunki grzybów mikroskopowych występujące w dopływie i odpływie z reaktora SBR oraz w osadzie czynnym w procesie oczyszczania prowadzonym przy $Bx=0,45 \text{ mgChZT/mg d}$ (badanie z dnia 11.07.05)
- Table 2.17. Species of microscopic fungi occurring in SBR influent and effluent and activated sludge in the treatment process carried out at $Bx=0,45 \text{ mg COD mg}^{-1}\text{d}^{-1}$ (examination from 11.07.05)
- Tabela 2.18. Gatunki grzybów mikroskopowych występujące w dopływie i odpływie z reaktora SBR oraz w osadzie czynnym w procesie oczyszczania prowadzonym przy $Bx=0,96 \text{ mgChZT/mg d}$ (badanie z dnia 27.09.05)
- Table 2.18. Species of microscopic fungi occurring in SBR influent and effluent and activated sludge in the treatment process carried out at $Bx=0,96 \text{ mg COD mg}^{-1}\text{d}^{-1}$ (examination from 27.09.05)

- Tabela 2.19. Gatunki grzybów mikroskopowych występujące w dopływie i odpływie z reaktora SBR oraz w osadzie czynnym w procesie oczyszczania prowadzonym przy $Bx=1,64 \text{ mgChZT/mg d}$ (badanie z dnia 06.11.05)
- Table 2.19. Species of microscopic fungi occurring in SBR influent and effluent and activated sludge in the treatment process carried out at $Bx=1,64 \text{ mg COD mg}^{-1}\text{d}^{-1}$ (examination from 27.09.05)
- Tabela 2.20. Wybrane cechy gatunków grzybów mikroskopowych wyizolowanych z odcieków dozowanych i odpływających oraz osadu czynnego w SBR, według Otcenasek i Dworak (1973), Domah i wsp. (1980), Fassiatova (1983), Kreger-van Rij (1984), Bougnoux i wsp. (1993), Dynowska (1995, 1996), Niczyporuk i Krajewska-Kuřak (1998), Alsina i wsp. (1998), Hazen i wsp. (1999), De Hoog i wsp. (2000), Kornięłowicz-Kowalska (2000), Kurtzman i Fell (2000), Wójcik i Tarczyńska (2000), Freydiere i wsp. (2000), Spellberg i wsp. (2006), Kuratorska i Kuratowski (2006).
- Table 2.20. Selected features of the main species of microscopic fungi isolated from leachates dosed, flowed and from activated sludge in SBR (authors see above)
- Tabela 2.21. Akumulacja różnych grup bakterii i grzybów mikroskopowych w osadzie czynnym w zależności od jego obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń (Bx)
- Table 2.21. Accumulation of the different groups of bacteria and microscopic fungi in activated sludge in relation to its impurities loading (Bx)
- Tabela 3.1. Porównanie wartości wybranych wskaźników chemicznych występujących w oczyszczonych ściekach z najwyższymi dopuszczalnymi wartościami dla oczyszczonych ścieków przemysłowych oraz komunalnych wprowadzanych do wód, określonymi Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006
- Table 3.1. Comparison of the values of the selected chemical indices occurring in reactor effluent with its the highest permissible values in treated industrial and municipal wastes inserted into waters, specified by Decree of the Ministry of Environment 24th July, 2006
- Tabela 3.2. Zestawienie wartości współczynników korelacji zawartości metali w odciekach a ich ilością w osadzie czynnym
- Table 3.2. List of correlation coefficients values between concentration of metals in influent and activated sludge
- Tabela 3.3. Porównanie wyników analizy ilościowej metali w osadzie czynnym z wartościami dopuszczalnymi do rekultywacji gruntów na cele rolne, nierolne oraz przy dostosowaniu gruntów do określonych potrzeb, określonymi Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dn. 1 sierpnia 2002 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych.
- Table 3.3. Comparison of the results of quantitative analysis of metals in activated sludge with its permissible values for the soils reclamation for agricultural and non-agricultural purposes and for soils fitting to specified requirements, specified by Decree of the Ministry of Environment, 1st September 2002, regarding municipal waste sludges

Tabela 3.4. Porównanie wyników analizy ilościowej metali w odpływie z reaktora z najwyższymi dopuszczalnymi wartościami wskaźników zanieczyszczeń dla oczyszczonych ścieków przemysłowych wprowadzanych do wód, określonymi Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 26 lipca 2006 oraz do kanalizacji miejskiej, określonymi Rozporządzeniem w sprawie sposobu realizacji obowiązków dostawców ścieków przemysłowych oraz warunków wprowadzania ścieków do urządzeń kanalizacyjnych z dn. 14 lipca 2006.

Table 3.4. Comparison of the results of metals quantitative analysis in the SBR effluent with the highest permissive values of impurities indicators for treated industrial wastes inserted into waters, specified by Decree of the Ministry of Environment, 26th July 2006 and into the municipal sewage system, specified by the Decree regarding realisation methods of responsibility of the industrial wastes deliverers and terms of inserting wastes into the sewerage, 14th July, 2006.

Tabela 3.5. Zestawienie wartości współczynników korelacji pomiędzy TUA poszczególnych organizmów a stężeniem metali oznaczonych w dopływie i odpływie

Table 3.5. List of the correlation coefficients values between TUA of the particular organisms and metals concentration in influent and effluent

Tabela 3.6. Porównanie liczebności różnych grup mikroorganizmów w osadzie czynnym oznaczonych w badaniach własnych i przez Kuligowską i wsp. (2006) podczas procesu oczyszczania odcieków przy różnym ich udziale procentowym w mieszaninie dopływającej do reaktora

Table 3.6. Comparison of the quantity of different groups of microorganisms in the activated sludge determined in own examinations and by Kuligowska et al. (2006) during leachates treatment process in SBR at its different percentage participation in the influent mixture.

Tabela 3.7. Porównanie liczebności pierwotniaków w osadzie czynnym pierwotniaków procesie oczyszczania odcieków przy różnym ich udziale procentowym w mieszaninie dopływającej do reaktora oznaczonych w badaniach własnych i przez Kuligowską i wsp. (2006)

Table 3.7. Comparison of the quantity of protozoa in the activated sludge during leachates treatment process at its different percent participation in the influent mixture determined in own examinations and by Kuligowska et al. (2006)

Tabela 3.8. Porównanie wielkości stężeń różnych form azotu mineralnego w oczyszczanych ściekach przy krytycznych wartościach obciążenia osadu z dawkami toksycznymi dla mikrofauny osadu czynnego

Table 3.8. Comparison of the concentrations of the different forms of mineral nitrogen in treated wastes at the critical sludge load values with its toxic concentrations for activated sludge microfauna

Tabela 3.9. Porównanie dynamiki zasiedlania kłaczków osadu czynnego przez różne grupy mikroorganizmów

Table 3.9. Comparison of the dynamics of the settlement by different groups of microorganisms

Tabela 3.10. Wartości współczynników korelacji pomiędzy ilością mikroorganizmów a stężeniem metali w osadzie czynnym

Table 3.10. Correlation coefficient values between microorganisms number and metal concentrations in activated sludge

RYSUNKI

1. CZĘŚĆ TEORETYCZNA

Rys.1.1. Udział różnych metod unieszkodliwiania odpadów komunalnych w Polsce w latach 1977-2005 na podstawie danych Bilitewskiego (Bilitewski, 2003)

Fig. 1.1. Participation of different utilization methods of municipal waste in Poland, in 1977-2005, based on Bilitewski's data (Bilitewski, 2003)

Rys. 1.2. Zestawienie rodzaju odpadów deponowanych na składowiskach, rodzaju uszczelnienia podłoża oraz sposobów ujęcia, odprowadzania, gromadzenia i podczyszczania odcieków, na podstawie danych Szycy (Szyc, 2003)

Fig. 1.2. List of kind of wastes deposited on landfills type of insulation layer and methods of intake and take out as well as pretreatment of leachates based on Szyc data (Szyc, 2003)

Rys. 1.3. Mechanizm naturalnych zakażeń *Y. enterocolitica* [cyt. za Czernomysy-Furowicz i Furowicz, 1999]

Fig. 1.3. Mechanism of natural *Y. enterocolitica* infections [cit. after Czernomysy-Furowicz and Furowicz, 1999]

Rys.1.4. Etapy infekcji *Listeria monocytogenes* i konsekwencja dla organizmu człowieka [Salysers i Whitt, 2003].

Fig. 1.4. Stages of *Listeria monocytogenes* infections and its consequences for human organism [Salysers and Whitt, 2003]

2. CZĘŚĆ DOŚWIADCZALNA

Rys. 2.1. Schemat urządzenia do oczyszczania odcieków

Fig. 2.1. Diagram of the device for the leachates treatment

Rys. 2.2. Fazy procesu oczyszczania odcieków w reaktorze SBR

Fig. 2.2. Phases of leachates treatment process in the SBR reactor

Rys. 2.3a. Efektywność oczyszczania odcieków w reaktorze SBR w zależności od obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń (Bx) (wartości średnie)

Fig. 2.3a. Effectiveness of the landfill leachates treatment in SBR depending on impurities sludge loading (Bx) (mean values)

Rys. 2.3b. Wydajność procesów: usuwania związków węgla organicznego, nityfikacji, denityfikacji i wiązania ortofosforanów w zależności od udziału procentowego odcieków w mieszaninie ze ściekami bytowymi – wartości średnie

Fig. 2.3b. Efficiency of processes: organic carbon compounds, nitrification, denitrification and orthophosphates bonding as depending on participation of leachates in mixture with municipal sewage -mean values

- Rys. 2.4. Zależność pomiędzy skutecznością usuwania substancji humusowych a wielkością obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń (Bx) w procesie oczyszczania odcieków w SBR.
- Fig. 2.4. Dependence between effectiveness of humic substances removal and impurities sludge loading values (Bx) in the leachates treatment process in SBR
- Rys. 2.5. Ilość metali w ściekach dopływających i odpływających oraz w osadzie czynnym przy różnym jego obciążeniu ładunkiem zanieczyszczeń (Bx)
- Fig. 2.5. Quantity of the metals in reactor influent and effluent as well as activated sludge at different impurities sludge loading values (Bx)
- Rys. 2.6. Porównanie oddziaływania toksycznego zanieczyszczeń występujących w ściekach dozowanych i odprowadzanych z SBR na wybrane organizmy wodne podczas procesu oczyszczania przy różnym obciążeniu osadu ładunkiem zanieczyszczeń (Bx)
- Fig. 2.6. Comparison of the toxic influence of contaminations occurring in wastes inflowing and outflowing from SBR on selected water organisms during treatment process at different sludge impurities loading (Bx)
- Rys. 2.7. Główne grupy mikroorganizmów wchodzące w skład biocenozy osadu czynnego zaadaptowanego do oczyszczania odcieków w reaktorze SBR
- Fig. 2.7. The main groups of the microorganisms of activated sludge biocenosis adapted to landfill leachates treatment in SBR
- Rys. 2.8. Procentowy udział różnych grup mikroorganizmów w biocenozie osadu czynnego w procesie oczyszczania odcieków w reaktorze SBR przy różnym obciążeniu osadu (Bx)
- Fig. 2.8. Percentage participation of different groups of microorganisms in the activated sludge biocenosis in the leachates treatment process in SBR, at different sludge load values (Bx)
- Rys. 2.9. Kształtowanie się liczebności bakterii psychrofilnych w dopływie, odpływie i osadzie czynnym oraz efektywność usuwania tych bakterii w procesie oczyszczania odcieków prowadzonym w reaktorze SBR.
- Fig. 2.9. Formation of the quantity of the psychrophilic bacteria in the influent, effluent and activated sludge as well as effectiveness of these bacteria removal during the leachates treatment process in SBR
- Rys. 2.10. Kształtowanie się liczebności bakterii mezofilnych w dopływie, odpływie i osadzie czynnym oraz efektywność usuwania tych bakterii w procesie oczyszczania odcieków prowadzonym w reaktorze SBR.
- Fig. 2.10. Formation of the quantity of the mesophilic bacteria in the influent, effluent and activated sludge as well as effectiveness of these bacteria removal during the leachates treatment process in SBR
- Rys. 2.11. Kształtowanie się liczebności bakterii sporowych w dopływie, odpływie i osadzie czynnym oraz efektywność usuwania tych bakterii w procesie oczyszczania odcieków prowadzonym w reaktorze SBR.

- Fig. 2.11. Formation of the quantity of the spore forming bacteria in the influent, effluent and activated sludge as well as effectiveness of these bacteria removal during the leachates treatment process in SBR
- Rys. 2.12. Kształtowanie się liczebności bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* w dopływie, odpływie i osadzie czynnym oraz efektywność usuwania tych bakterii w procesie oczyszczania odcieków prowadzonym w reaktorze SBR.
- Fig. 2.12. Formation of the quantity of the bacteria of the family *Enterobacteriaceae* in the influent, effluent and activated sludge as well as effectiveness of these bacteria removal during the leachates treatment process in SBR
- Rys. 2.13. Kształtowanie się liczebności termotolerancyjnych bakterii z grupy coli w dopływie, odpływie i osadzie czynnym oraz efektywność usuwania tych bakterii w procesie oczyszczania odcieków prowadzonym w reaktorze SBR.
- Fig. 2.13. Formation of the quantity of the thermotolerant coliform bacteria in the influent, effluent and activated sludge as well as effectiveness of these bacteria removal during the leachates treatment process in SBR
- Rys. 2.14. Kształtowanie się liczebności *Listeria monocytogenes* w dopływie, odpływie i osadzie czynnym oraz efektywność usuwania tych bakterii w procesie oczyszczania odcieków prowadzonym w reaktorze SBR.
- Fig. 2.14. Formation of the quantity of *Listeria monocytogenes* in the influent, effluent and activated sludge as well as effectiveness of these bacteria removal during the leachates treatment process in SBR
- Rys. 2.15. Kształtowanie się liczebności *Clostridium perfringens* w dopływie, odpływie i osadzie czynnym oraz efektywność usuwania tych bakterii w procesie oczyszczania odcieków prowadzonym w reaktorze SBR.
- Fig. 2.15. Formation of the quantity of *Clostridium perfringens* in the influent, effluent and activated sludge as well as effectiveness of these bacteria removal during the leachates treatment process in SBR
- Rys. 2.16. Kształtowanie się liczebności grzybów mikroskopowych w dopływie, odpływie i osadzie czynnym oraz efektywność usuwania tych bakterii w procesie oczyszczania odcieków prowadzonym w reaktorze SBR.
- Fig. 2.16. Formation of the quantity of the microscopic fungi in the influent, effluent and activated sludge as well as effectiveness of these microorganisms removal during the leachates treatment process in SBR

6. LITERATURA

Artykuły:

Abraham J.V., Butler R.D., Sigeo D.C.: Seasonal Changes in Whole-Cell Metal Levels in Protozoa of Activated Sludge, *Water Res.*, 1997, 31: 1103-111

Agdag O., Sponza D. Anaerobic/aerobic treatment of municipal landfill leachate in sequential two-stage up-flow anaerobic sludge blanket reactor (UASB)/completely stirred tank reactor (CSTR) systems. *Proces Biochemistry*, 2005, 40: 895-902

Alsina A., Mason J. Uphoff R.A., Rhigsby W.S., Murphy D. Catheter associated *Candida utilis* fungemia In patient with acquired immunodeficiency syndrome: species verification with a molecular probe. *J. Clin. Microbiol.* 1998, 26: 621-624

Amokrane A., Comel C., Veron J. Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. *Water Res.*, 1997, 31, 11: 2775-2782

Andersson Y., de Jong B., Studahl A. Waterborne *Campylobacter* in Sweden: The cost of an outbreak. *Wat. Sci. Techn.* 1997, 35: 11-14

Araujo A.B., Snell T.W., Hagiwara A.: Effect of unionized ammonia, viscosity and protozoan contamination on the enzyme activity of the rotifer *Brachionus plicatilis*, *Aquaculture Research*, 2000, 31, 359-365

Bae J.H., Kim S-K., Chang H-S. Treatment of landfill leachates: ammonia removal via nitrification and denitrification and further COD reduction via Fenton's treatment followed by activated sludge. *Wat. Sci. Techn.*, 1997, 36, 341-348

Bae B., Jung E., Kim Y., Shin H. Treatment of landfill leachate using activated sludge process and electron-beam radiation. *Water Res.*, 1999, 33, 2669-2673

Barbusiński K., Miksch K.: Relationships between Organic Loading and Some Properties of Activated Sludge. *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, 1997, 69

Baraniak A. Znaczenie kliniczne zakażeń wywołanych przez *Listeria monocytogenes*. *Nowa Medycyna-Medycyna Zakażeń*. 1999/9/1

Bielecki J.: Molekularne podstawy mechanizmów patogenезы *Listeria monocytogenes*. *Postępy Mikrobiol.*, 1994, 33:85-104

Bila D., Montalvao A. Ozonation of a landfill leachate: evaluation of toxicity removal and biodegradability improvement. *Journal of Hazardous Materials*, 2005, B117: 235-242

Bernard C., Guido P., Colin J., Anne L. Estimation of the hazard of landfills through toxicity testing of leachates - I. Determination of leachate toxicity with a battery of acute tests, *Chemosphere*, 1996, 33, 18: 2303-2320

Bengtsson L., Bendz D., Hogland W., Rosqvist H., Åkresson M.: Water balance for landfills of different age. *Journal of Hydrology*, 1994, 158: 203-217

- Bloor M., Banks C., Krivtsov V. Acute and sublethal toxicity tests to monitor the impact of leachate on an aquatic environment. *Environment International*, 2005, 31: 269-273
- Bougnoux M-E., Gueho E., Potocka A-Ch. Resolutive *Candida utilis* fungemia in a nonneutropenic patient. *J. Clin. Microbiol.*, 1993, 31: 1644-1645
- Buniak W., Jagiełło-Rymaszewska E., Szymańska-Pulikowska A.: Zawartość wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych oraz metali ciężkich w odciekach z wysypiska odpadów komunalnych. V Konf. Nauk. Tech. "Gospodarka odpadami komunalnymi: Koszalin-Kołobrzeg. 1997: 189-197
- Burrows W.D., Rowe R.S.: Ether soluble constituents of landfill leachate. *Journal WPCF*, 1975, 47: 921-923
- Calace N, Liberatori A., Petronio B.M., Pietroletti M. Characteristics of different molecular weight fractions of organic matter in landfill leachate and their role in soil sorption of heavy metals. *Environmental Pollution*, 2001, 113: 331-339
- Calli B., Mertoglu B., Roest K. Inanc B. Comparison of long-term performances and final microbial compositions of anaerobic reactors treating landfill leachate. *Bioresource Technology*, 2006, 97: 641-647
- Chang J. Treatment of landfill leachate with an upflow anaerobic reactor combining a sludge bed and a filter. *Wat. Sci. Techn.*, 1989, 21: 133-143
- Chian E.S.K.: Stability of organic matter in landfill leachates. *Water Res.*, 1977, 11: 225-232
- Chiang L., Chang J., Wen T. Indirect oxidation effect in electrochemical oxidation treatment of landfill leachate. *Water Res.*, 1995, 29, 2: 671-678
- Christensen J.B., Jensen D.L., Gron Ch., Filip Z., Christensen T.H.: Characterization of the dissolved organic carbon in landfill leachate- polluted groundwater. *Water Res.*, 1998, 1/32: 125-135
- Combarro M.P., Gonzalez M., Araujo M., Amezaga A.C., Sueiro R.A., Garrido M.J. Listeria species incidence and characterisation in a river receiving town sewage from a sewage treatment plant. *Wat. Sci. Techn.*, 1997, 35, 11-12: 201-204
- Cook E., Foree E. Aerobic biostabilization of sanitary landfill leachate. *Journal WPCF*, 1974, 46, 2, 380-392
- Czernomysy-Furowicz D., Furowicz A.J. Zakażenia pokarmowe wywoływane przez *Yersinia pseudotuberculosis*. W: Choroby odzwierzęce przenoszone drogą pokarmową (1999) Boroń-Kaczmarek A., Furowicz A.J. (Red.), PZWŁ, Warszawa
- Diamadopoulos E., Samaras P., Dabou X., Sakellaropoulos. Combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in a sequencing batch reactor. *Wat. Sci. Techn.*, 1997, 36: 61-68
- Daczkowska- Kozon E.: Co wiemy i czego nie wiemy o *Campylobacter* sp. *Postępy Mikrobiol.*, 2002, 41: 85-104

- Dynowska M. Drożdże i grzyby drożdżopodobne jako czynniki patogenne oraz bioindykatory ekosystemów wodnych. *Studia i Materiały WSP, Olsztyn*, 1995, 77: 1-83
- Dynowska M. Trichosporon species isolated from human respiratory system. *Acta Mycol.* 1996, 31: 137-141
- Drzewicki A., Klimiuk E., Kuligowska D. The influence of hydraulic retention time and sludge age on activated sludge biocenosis formation in SBRs treating landfill leachates. *Polish J. Nat. Sci.*, 22: 425-446
- Dzierżanowska D., Rożynek E. Rola mikroaerofilnych pałeczek *Campylobacter jejuni/coli* w zakażeniach przewodu pokarmowego. *Postępy Mikrobiol.*, 1999, 27: 137-155
- Echigo S., Yamada H., Matsui S., Kawanishi S., Shishida K., Comparison Between O_3/VUV , O_3/H_2O_2 , VUV and O_3 processes for the decomposition of organophosphoric acids trimesters. *Wat. Sci. Techn.*, 1996, 34: 81-88
- Ettler V., Matura M., Mihaljevič M., Bezdička P. Metal speciation and attenuation in stream waters and sediments contaminated by landfill leachate. *Environmental Geology*, 2005, 49: 610-619.
- Fajfer J. Jak radzimy sobie z odpadami w Polsce ?; Informator, Centrum Doskonałości Badań Środowiska Abiotycznego, 2005, 12
- Fjallborg B., Ahlberg G., Nilsson E., Dave G. Identification of metal toxicity in sewage sludge leachate. *Environment International*, 2005, 31, 1: 25-31
- Franke M., Jandl G., Leinweber P. Organic compounds in re-circulated leachates of aerobic biological treated municipal solid waste. *Biodegradation*, 2006, 17: 473-485
- Freund E. Anforderungen an die Sickerwasserbehandlung und einleitung. Wiemer K., Kern M.(Ed), *Abfall-Wirtschaft 9*, Uniwersytet Kassel, M.J.C. Baeza-Verlag Witzenhausen, 1992: 123-134
- Freydiere A.M., Guinet R., Boiron P. Yeast identification in the clinical microbiology: phenotypical methods. *Med. Mycol.*, 2001, 39: 9-33
- Fricke K., Müller W.: Anaerobe und aerobe Behandlung von Restmüll., Wiemer K., Kern M.(Ed), *Verwertung biologischer Abfälle*, Uniwersytet Kassel M.J.C. Baeza-Verlag Witzenhausen, 1994: 571-719
- Gandhi M., Chikindas M. *Listeria*: A foodborne pathogen that knows how to survive. *Int. J. Food Microbiol.*, 2007, 113: 1-15
- Garcia H., Rico J., Garcia P. Comparison of anaerobic treatment of leachates from an Urban-solid-waste landfill AT ambient temperature and AT 35C. *Bioresource Technology* , 1996, 58: 273-277
- Garrec N., Picard-Bonnaud F., Pourcher A. M. Occurrence of *Listeria* sp. and *L. monocytogenes* in sewage sludge used for land application: effect of dewatering, liming and

storage in tank on survival of *Listeria* species. FEMS Immunology and Medical Microbiol., 2003, 35: 275-283

Grabińska-Łoniewska A. Występowanie grzybów mikroskopowych w systemach dystrybucji wody pitnej i związane z tym zagrożenie zdrowotne. Gaz, Woda i Technika Sanitarna 2006, 7-8: 72-76

Grabińska-Łoniewska A., Kornilłowicz-Kowalska T., Wardzyńska G., Boryń K. Occurrence of fungi in water distribution system. Polish J. Env. Stud. 2007, 16: 539-547

Grabińska-Łoniewska A. (2008) Przenoszenie przez sieć wodociagową mikroorganizmów chorobotwórczych I potencjalnie chorobotwórczych. Problemy i rozwiązania. Wyd. PZTTS, Warszawa, w druku.

Grabińska-Łoniewska A., Kulig A., Pajor E., Skalmowski A., Rzemek W., Szytak-Szydłowski M. Physico-chemical and microbiological characteristics of leachates from Polish municipal landfills. Environmental Engineering, London, 2007, 327-337

Hale Boothe D., Smith M., Gattie D., Das K., Characterization of microbial populations in landfill leachate and bulk samples during aerobic bioreduction, Advances in Environmental Research, 2001, 5: 285-294

Harmsen J.: Identification of organic compounds in leachate from a waste tip. WaterRes. 1983, 17/6: 699-705

Hazen K., Theisz G.W., Howell S.A. Chronic urinary tract infection due to *Candida utilis*. J. Clin. Microbiol. 1999, 37: 824-827

He P., Xue J., Shao L., Li G., Lee D. Dissolved organic matter (DOM) in recycled leachate of bioreactor landfill. Water Res., 2006, 40: 14650-1473

Henry J., Prasad D., Young H. Removal of organics from leachates by anaerobic filter. Water Res., 1987, 21: 1395-1399

Hoffman P.S., Krieg N.R., Simbert R.M. Studies of microaerophilic nature of *Campylobacter fetus* subsp. *jejuni*. I. Physiological aspects of enhanced aerotolerance. Can. J. Microbiol., 1979, 25: 1-7

Hosomi M., Matsusige K., Inamori Y., Sudo R., Yamada K., Joshino Z.: Sequencing batch reactor activated sludge processes for the treatment of municipal landfill leachate removal of nitrogen and refractory organic compounds. Wat. Sci. Techn., 1989, 21: 1651-1654

Horan N.J., Gohar H., Hill B. Application of granular activated carbon-biological fluidised bed for the treatment of landfill leachates containing high concentrations of ammonia. Wat. Sci. Techn., 1997, 36: 369-375

Hur J.M., Park J.A., Son B.S., Jang B.G., Kim S.H. Mature landfill leachate treatment from an abandoned municipal waste disposal site. Korean Journal of Chemical Engineering, 2001, 18: 233-239

Imai A., Iwami N., Matsushige K., Inamori Y., Sudo R. Removal of refractory organics and nitrogen from landfill leachate by the microorganism-attached activated carbon fluidized bed process. *Water Res.*, 1993, 27: 143-145

Imai A., Onuca K., Inamori Y., Sudo R. Biodegradation and adsorption in refractory leachate treatment by the biological activated carbon fluidized bed process. *Water Res.*, 1995, 29: 687-694

Jensen D., Christensen T.H. Colloidal and dissolved metals in leachates from four Danish landfills. *Water Res.*, 1999, 33: 2139-2147

Jäger J., Kuchta K. (1992): Geruchsemissionen von Kompostwerken, Wiemer K., Kern M. (Ed.): Abfall-Wirtschaft 9. Universität Kassel, M.I.C. Baeza- Verlag Witzenhausen: 99-121

Jäger E. (1993) Hygiene im Umfeld Kompostierungsanlagen- Emission von Mikroorganismen. Wiemer K., Kern M. (Ed.) Biologische Abfallbehandlung, Universität Kassel, M.I.C. Baeza-Verlag Witzenhausen: 289-340

Jowett E.C. Bio-remediation of landfill leachate with remote monitoring and one-site disposal. In: *Phytoremediation and Innovative Strategies for Specialized Remedial Applications*, A. Lesson and B.C. Alleman (red), 1999, vol. 6(5), Battelle Press, Columbus, Richland: 259-264.

Kaczorek K., Ledakowicz S. Wpływ metod pogłębionego utleniania na toksyczność odcieków z wysypisk komunalnych. *Archiwum Ochrony Środowiska*, 2003, 29: 31-38.

Kalyuzhnyi S., Gladchenko M., Epov A., Appanna V. Removal of Chemical Oxygen Demand, Nitrogen, and Heavy Metals Using a Sequenced Anaerobic-Aerobic Treatment of Landfill Leachates at 10-30°C. *Appl. Biochem. Biotechnol.*, 2003, 109: 181-196

Kang Y.W., Hwang K-Y, Effect of reaction conditions on the oxidation efficiency in the fenton process, *Water Res.*, 2000, 34: 2786-2790

Karwowska E. (2002) Usuwanie wybranych metali ciężkich ze ścieków przy zastosowaniu osadu czynnego. W.N.PW., Warszawa

Kaur R., Buckley B., Park S., Kim K., Cooper R. Toxicity test of Nanji Island Landfill (Seoul, Korea) leachate using Japanese Medaka (*Oryzias latipes*) embryo larval assay. *Bull. Environmental Contamination and Toxicology*, 1996, 57: 84-90

Kennedy J., Lentz E. Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. *Water Res.*, 2000, 34, 14: 3640-3656

Ketchum L.H. Design and physical features of sequencing batch reactors. *Wat. Sci. Techn.*, 1997, 35: 11-18

Kettunen R., Hoilijoki T., Rintala J. Anaerobic and sequential anaerobic-aerobic treatments of municipal landfill leachate at low temperatures. *Bioresource Technology*, 1996, 58: 31-40

- Kettunen R.H., Rintala J.A. Performance of an on-site UASB reactor treating leachate at low temperature. *Water Res.*, 1998, 32: 537-546
- Kim S., Geissen S., Vogelpohl A. Landfill leachate treatment by a photoassisted fenton reaction. *Wat. Sci. Techn.*, 1997, 35: 239-248.
- Korniłowicz-Kowalska T. Oddziaływanie grzybów glebowych (micromycetes) na patogenny oraz szkodniki roślin i jego praktyczny aspekt. *Fragmenta Agronom.*, 2000, 17: 135-155
- Klimiuk E., Koc-Jurczyk J., Efektywność usuwania związków organicznych i azotu z odcieków pochodzących z ustabilizowanych składowisk odpadów komunalnych w reaktorach SBR. *Mat. Konf. Nauk.-Techn. Instytutu Zaopatrzenia w Wodę i Budownictwa Wodnego Politechniki Warszawskiej*, Warszawa, 2004
- Klimiuk E., Kuligowska D. Oczyszczanie ścieków z wysypisk metodą osadu czynnego w reaktorach SBR. *Biotechnologia*, 1999, 45: 190-202
- Klimiuk E., Kuligowska D.: Wpływ sposobu dozowania odcieków do reaktorów SBR na efektywność usuwania związków organicznych i przyrost osadu czynnego. *Mat. Konf. Nauk.-Techn. nt. Badania, projektowanie i eksploatacja reaktorów o działaniu sekwencyjnym. Inst. Zaopatrzenia w Wodę i Budownictwa Wodnego, Politechnika Warszawska, 17.06.2004: 105-112*
- Klimiuk E., Kuligowska D. Organic removal from landfill leachate and activated sludge production in SBR reactors. *Waste Management*, 2006, 26: 1140-1147
- Klimiuk E., Wojnowska-Baryła I.: The influence of hydraulic retention time on the effectiveness of phosphate compound removal in the Phoredox System. *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczo-Technicznej w Olsztynie (Acta Academiae Agriculturae ac technical olstensis)*, 1996, 21: 21-40
- Knox K.: Leachate treatment with nitrification of ammonia. *Water Res.* 1985, 7/19: 895-904
- Koenraad P.M.F.J., Rombouts F.M., Notermans S.H.W. Epidemiological aspects of thermophilic *Campylobacter* in water-related environments. *Wat. Env. Res.*, 1997, 69: 52-63
- Krogulska B., Maleszewska J., Zanieczyszczenie bakteriami z rodzaju *Campylobacter* wód powierzchniowych ujmowanych dla celów wodociagowych i po różnych etapach ich uzdatniania, *Roczn. PZH*, 1994, 45:327-335.
- Krogulska B., Maleszewska J., Bielecka Z., Stypułkowska-Misierowicz H. Występowanie *Yersinia enterocolitica* w wodzie studni przydomowych. *Roczn. PZH*, 1988, 39: 434-444
- Krogulska B., Maleszewska J. Przeżywalność *Yersinia enterocolitica* w wodzie. *Roczn. PZH*, 1987, 38: 160-165
- Kulig A. Emisja zanieczyszczeń mikrobiologicznych w obiektach gospodarki komunalnej. *Materiały Naukowe Seminariów Instytutu Inżynierii Środowiska PW*, Warszawa, 1983: 83-107

- Kuligowska D., Klimiuk E., Drzewicki A.: The leachate influence on nutrients and organics removal efficiency, structure and composition of the microfauna in activated sludge treating municipal wastewater. Arch. Environm. Protection, 2005, 31: 43-60
- Kuligowska D., Klimiuk E., Drzewicki A.: BOD₅ and COD removal and sludge production in SBR working with or without anoxic phase. Bioresource Technology, 2006: 1-7
- Kuligowska D., Racka J. Organics removal and nitrification in municipal landfill leachate treated in SBRs with clinoptilolite carrier. Polish J. Nat. Sci., 2007, 22: 61-72
- Laitinen N., Luonsi A., Milen J. Landfill leachate treatment with sequencing batch reactor and membrane bioreaktor. Desalination, 2006, 191: 86-91
- Lauchin J. Human listeriosis in Britain, 1967-1985, a summary of 722 cases. Epidemiol. Infect., 1990; 104: 191-201.
- Leach S., Harvey P., Wait R. Changes with growth rate in the membrane lipid composition of an amino utilization by continuous cultures of *Campylobacter jejuni*. J. Appl. Microbiol., 1997, 82: 631-640
- Lemunier M., Franco C., Rousseaux S., Hołot D., Dantigny P., Piveteau P., Guzzo J. Long-term survival of pathogenic and sanitation indicator bacteria in experimental biowaste composts. App. Env. Microbiol., 2005, 8, 171-178
- Leitzke O. Obróbka ścieków z wysypisk metodą fotochemicznego utleniania na mokro, Roczn. PZH, 1996, 47, 1
- Lin C., Bian F., Chou J. Anaerobic co-digestion of septage and landfill leachate. Bioresource Technology, 1999, 68: 275-282
- Lin S.h., Chang Ch.C.: Treatment of landfill leachate by combined electro-Fenton oxidation and sequencing batch reactor method. Wat. Res.2000, 17/34: 4243-4249
- Litwin B., Pawłowska L. (1979): Wpływ wysypisk na środowisko w świetle badań Instytutu Kształtowania Środowiska. Seminarium nt. "Unieszkodliwianie odpadów metodą wysypisk sanitarnych", Materiały seminaryjne PZITS nr 242, Warszawa-Lublin: 89-103
- Lopez A., Pagano M., Volpe A., Di Ponto A.C., Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate. Chemosphere, 2004, 54, 1005-1010
- Loukidou M. X., Zouboulis A. I. Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment. Environmental Pollution, 2001, 111: 273-281
- Ludvigsen L., Albrechtsen H.-J., Ringelberg D., Ekelund F., Christensen T. Distribution and comparison of microbial populations in a landfill leachate contaminated aquifer. Microbial Ecol., 1999, 37: 197-207
- Madoni P.: Role of protozoans and their indicator value in the activated sludge process, [in:] Biological Approach to Sewage Treatment Process: Current Status and Perspectives. Centro Bazzucchi, Perugia, Italy, 1991: 21-27

- Martienssen M., Schops R. Biological treatment of leachate from solid waste landfill sites – alterations in the bacterial community during the denitrification process. *Water Res.*, 1997, 31(5): 1164-1170
- Martinen S.K., Kettunen R.H., Sormunen K.M., Soimasuo R.M., Rintala J.A. Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. *Chemosphere*, 2002, 46: 851-858
- Monje-Ramirez I., Orta de Velasquez M.T., Removal and transformation of recalcitrant organic matter from stabilized saline landfill leachates by coagulation-ozonation coupling processes. *Water Res.*, 2004, 38: 2358-2366
- Moon S., Chang D., Lee H. Performance improvement of an unstable anaerobic leachate treatment system in an industrial waste landfill. *Wat. Sci. Techn.*, 1997, 36: 333-340
- Morris G.K., Patton C.M., Sherbeeny M.R., Kodaka H., Lombard G.L., Edmonds P., Hollis D.G., Brenner D.J. Comparison of four hippurate hydrolysis methods for identification of thermophilic *Campylobacter* spp. *J. Clin. Microbiol.*, 1985, 22:714-718.
- Murray H.E., Beck J.N.:Concentrations of synthetic organic chemicals in leachate from a municipal landfill. *Environmental pollution* 1990,67: 195-203
- Naumczyk J., Dmochowska A., Prokurat I., Oczyszczanie odcieków ze składowisk odpadów komunalnych za pomocą wysokoefektywnych metod utleniania i elektroutleniania. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 2006, 3: 33-37
- Neczaj E., Okoniewska E., Kasprzak M. Treatment of landfill leachate by sequencing batch reaktor. *Desalination*, 2005, 185: 357-362
- Niczyporuk W., Krajewska-Kulak (1998) Zakażenia grzybicze u chorych z obniżoną odpornością (w) Baran E. *Zarys mikologii lekarskiej*, Wrocław: 465-469
- On, S.L.W., Taxonomy of *Campylobacter*, *Arcobacter*, *Helicobacter* and related bacteria: current status, future prospects and immediate concerns. *J. App. Microbiol.*, 2001, 90: 1-15
- Osaki K., Kashiwada S., Tatarazako N., Ono Y. Toxicity testing of leachate from waste landfills using Medaka (*Oryzias latipes*) for monitoring environmental safety. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2006, 117: 2006
- Oygard J.K., Gjengedal E., Royset O. Size charge fractionation of metals in municipal solid waste landfill leachate. *Water Res.*, 2007; 41(1):47-54 (ISSN: 0043-1354)
- Paxéus N.: Organic compounds in municipal landfill leachates. *Wat. Sci. Techn.*, 2000, 42: 323-333
- Phillipp W., Pfirmann A., Schmidt B., Strauch D.: Keime und viren bei Abfallbehandlungsanlagen-Konsequenzen für der Arbeitsschulz, Wiemer K., Kern M.(Ed.)(1994) *Verwertung biologischer Abfälle*, Uniwersytet Kassel, M.I.C. Baeza- Verlag Witzhausen: 309-349

- Piatkiewicz. A Polish Study: Treating landfill leachates with membranes. *Filtration+Separation*, 2001, July/August: 22-26
- Podedworna J. (2002). Zintegrowane usuwanie azotu i fosforu w reaktorze SBR z długotrwałym dawkowaniem ścieków przez selektor. *Prace Naukowe. Inżynieria Środowiska*. Oficyna Wyd. PW, ISDN 1234-4338 41: 1-143
- Podedworna J., Żubrowska-Sudoł M.: Oczyszczanie ścieków w reaktorach ze złożem ruchomym – możliwości technologiczne, [w:] *Mat. VIII konf. Nauk.-Techn. nt. „Woda-Ścieki-Odpady w środowisku, oczyszczanie ścieków i przeróbka osadów ściekowych”*. Zielona Góra, czerwiec 2005: 10-21
- Pohland F., Kim C. In situ anaerobic treatment of leachate in landfill bioreactors. *Wat. Sci. Techn.*, 1999, 40: 203-210
- Pöhle H., Mietke H., Kliche R., (1993), „Zusammenhang zwischen mikrobieller Besiedlung und Geruchsemissionen bei der Bioabfallkompostierung“, BFMT – Statusseminar „Neue Techniken zur Kompostierung“, Hamburg, 22-23.11.1993
- Popowski J., Wybrane zagadnienia biologii i patogenezy *Campylobacter jejuni*. *Postępy Mikrobiol.*, 1994, 33: 201-215
- Puigagut I., Salvado H., Garcia J.: Short-term harmful effects of ammonia nitrogen on activated sludge microfauna, *Water Res.*, 2005, 39: 4397-4404
- Rivas F.J., Beltran F., Gimeno O., Acedo B., Carvalho F. Stabilized leachates: ozone-activated carbon treatment and kinetics. *Water Res.*, 2003, 37: 4823-4834
- Robinson M.D., Grantham G.: The treatment of landfill leachates in on-site aerated lagoon plants: experience in Britain and Ireland. *Water Res.*, 1988,6/22 :733-747
- Rocourt J. Jacquet Ch., Reilly A. Epidemiology of human listeriosis and seafoods. *Int. J. Food Microbiol.*, 2000, 62: 197-209
- Sheng H., Chih C. Treatment of landfill leachate by combined electro-fenton oxidation and sequencing batch reactor method. *Water Res.*, 2000, 34: 4243-4249
- Siegrist H., Reithaar S., Laais P. Nitrogen loss in a nitrifying rotating contactor treating ammonium rich leachate without organic carbon. *Wat. Sci. Techn.*, 1998, 37: 589-591
- Sisino E., Oliveira-Filho C., Dufrayer M., Moreira C., Paumgarten F. Toxicity evaluation of municipal dump leachate using zebrafish acute tests. *Bull. Environmental Contamination and Toxicology*, 2000, 64: 107-113
- Sletten R.S.; Benjamin M.M.; Horng J.J.; Ferguson J.F. Physical-chemical treatment of landfill leachate for metals removal. *Water Res.*, 1995, 29: 2376-2386
- Ślomożyńska B., Ślomożyński T. Microbiotests for toxicity evaluation of municipal landfill leachates. *Mat. Konf. Secotox World Congress and 6th European Conference on Ecotoxicology and Environmental Safety*. Kraków, 2001

- Słomczyńska B., Słomczyński T. Skład fizyczno-chemiczny i toksyczność odcieków z wysypiska odpadów komunalnych Łubna. Mat. Konf. Mikrozanieczyszczenia w środowisku człowieka, Częstochowa, 2001
- Słomczyńska B., Wąsowski J., Słomczyński T. Effect of advanced oxidation processes on the toxicity of municipal landfill leachates. *Water Sci. Techn.*, 2004, 49: 273-277
- Smith D. Oxygen flux limitation in aerobic fixed-film biotreatment of a hazardous landfill leachate. *Journal of hazardous materials*, 1995, 44: 71-91
- Spellberg B.J., Filer S.G., Edwards J.E. Current treatment strategy for disseminated candidiasis. *Clin. Infect. Dis.*, 2006, 42: 244-251
- Spengel D.B., Dzombak D.A. Treatment of landfill leachate with rotating biological contactors: bench-scale expts. *Journal WPCF*, 1999, 63: 971-981
- Steensen M. Chemical oxidation for the treatment of leachate – process comparison and results from full-scale plants. *Wat. Sci. Techn.*, 1997, 35: 249-256
- Stępnia S.: Metody oczyszczania odcieków z naziemnych składowisk odpadów, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 2000, 8: 326-329
- Stępnia S. (2001): Charakterystyka ilościowo-jakościowa odcieków ze składowisk odpadów komunalnych. *Ochrona powietrza i problemy odpadów*, 2001, 35: 63-66
- Surmacz-Górska J., Miksch K., Kierońska T., Kita M.: Chemiczne i biologiczne utlenianie zanieczyszczeń występujących w odciekach wysypiskowych. V Ogólnopolskie Symp. Nauk. Tech. „Biotechnologia środowiskowa” 1997: 239-247
- Surmacz- Górska J., Miksch K., Kita M.: Oczyszczanie odcieków ze składowiska odpadów miejskich metodami biologicznymi, wspomagane metodami chemicznymi. I Krajowy Kongres Biotechnologii, 1999: 311-313
- Surmacz-Górska J., Miksch K., Kita T. Possibilities of biological partial landfill leachates treatment; *Arch. Environ. Protection*, 2000, 26: 43-54.
- Sulakvelidze A. *Yersiniae* other than *Y. enterocolitica*, *Y. pseudotuberculosis* and *Y. pestis*: the ignored species. *Microbes and infection*, 2000, 2: 497-513
- Svensson B., Mathiasson L., Martensson L., Bergstrom S. *Artemia salina* as test organism for assessment of acute toxicity of leachate water from landfills. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2005, 102: 309-321
- Timur H. Ozturk I. Anaerobic treatment of leachate using sequencing batch reactor and hybrid bed filter. *Wat. Sci. Techn.*, 1997, 36: 501-508
- Timur H., Ozturk I. Anaerobic sequencing batch reactor treatment of landfill leachate. *Water Res.*, 1999, 33: 3225-3230
- Traczewska T., Karpińska-Smulikowska, J. Wpływ składowiska odpadów komunalnych na jakość mikrobiologiczną powietrza. *Ochrona Środowiska*, 2000, 77: 35-38

Tsai C.T., Lin S.T., Shue Y.C., Su P.L. Electrolysis of soluble organic matter in leachate from landfills. *Water Res.*, 1997, 31: 3073-3081

Urase T., Salequzzaman M., Kobayashi S., Matsuo T., Yamamoto T., Yamamoto K., Suzuki N. Effect of high concentration of organic and inorganic matters in landfill leachate on the treatment of heavy metals in very low concentration level. *Wat. Sci. Techn.*, 1997, 36: 349-356

Uygun A., Kargi F. Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor. *Journal of Environmental Management*, 2004, 71: 9-14

Wang Q., Matsufuji Y., Dong L., Huang Q., Hirano F., Tanaka A. Research on leachate recirculation from different types of landfills. *Waste Management*, 2006, 26: 815-824

Welander U., Henrysson T., Welander T. Nitrification of landfill leachate using suspended-carrier biofilm technology. *Water Res.*, 1997, 31: 2351-2355

Welander U., Henrysson T., Welander T. Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate in a pilot scale suspended carrier biofilm process. *Water Res.*, 1998, 32: 1564-1570

Wenzel A., Gahr A., Niessner R. TOC-removal and degradation of pollutants in the leachate using a thin-film photoreactor. *Water Res.*, 1999, 33: 937-946.

White C., Gadd G.M. An internal sedimentation bioreactor for laboratory-scale removal of toxic metals from soil leachates using biogenic sulphide precipitation. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 1997, 18: 414-421

Wieczorek A.: Emisja towarzysząca kompostowaniu. *Ochrona powietrza i problemy odpadów*. 1998, 2: 59-64

Wiszniewski J., Surmacz – Górka J., Miksik K. Zastosowanie immobilizowanej biomasy osadu czynnego do oczyszczania odcieków wysypiskowych o zmiennym składzie. VII Ogólnopolskie Symp. *Nauk Techn. „Biotechnologia Środowiskowa”*. 2001: 121 – 135

Wójcik A., Tarczyńska M. Wykrywanie grzybów drożdżopodobnych potencjalnie chorobotwórczych w wodach Zbiornika Sulejowskiego (w) *J Monitoring grzybów* (red. Lisiewska M., Ławrynowicz M.), Poznań-Łódź, 2000: 189-195

Wu J.J., Wu Ch.-Ch., Ma H-W., Chang Ch-Ch. Treatment of landfill leachate by ozone-based advanced oxidation processes. *Chemosphere*, 2004, 54: 997-1003

Xu Henglong, Song Weibo, Warren A.: An investigation of the tolerance to ammonia of the marine ciliate *Euplotes vannus* (*Protozoa, Ciliophora*), *Hydrobiologia*, 2004, 519: 189-195

Xu Henglong, Song Weibo, Warren A.: Tolerance of ciliated protozoan *Paramecium bursaria* (*Protozoa, Ciliophora*) to ammonia and nitrites, *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 2005, 23: 349-353

Yoon J., Cho S. Cho Y., Kim S. The characteristics of coagulation of Fenton reaction in the removal of landfill leachate organics. *Wat. Sci. Techn.*, 1998, 38: 209-214.

Zaloum R., Abott M. Anaerobic pretreatment improves single sequencing batch reactor treatment of landfill leachates. *Wat. Sci. Techn.*, 1997, 35: 207-214

Zamora R.M. R., Moreno A.D., Orta de Velasquez M.T., Ramirez I.M.: Treatment of landfill leachates by comparing advanced oxidation and coagulation-flocculation processes coupled with activated carbon absorption. *Wat. Sci. Techn.* 2000, 41: 231-235

Zhao T., Doyle M.P., Zhao P. Control of *Listeria monocytogenes* in a Biofilm by Competitive-Exclusion Microorganisms. *App. Env. Microbiol.*, 2004, 70: 3996-4003

Żubrowska-Sudoł M.: Zastosowanie złoża ruchomego (moving bed) w technologii oczyszczania ścieków, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 2004, 7-8: 266-269

Zhou S., Zhang H. Shi Y. Combined treatment of landfill leachate with fecal supernatant in sequencing batch reactor. *Jal of Zhejiang University*, 2006, 7: 397-403

Podstawowe podręczniki:

Barton S. Ed. (1991) *Medical Microbiology*, Galveston: University of Texas Medical Branch

Bergey's Manual of Systematic Bacteriology (1984-1986, 2004) Ed. Holt J. G., Williams and Wilkins, Baltimore, Hong Kong, London, Sidney, ISBN-13: 978-0683090611

Bilitewski B., Hardtle G., Marek K. (2003) *Podręcznik gospodarowania odpadami. Teoria i praktyka*. Wydawnictwo Seidel i Przywecki, Warszawa. ISBN 83 – 910801 – 9 - 6

De Hoog G.S., Guarro J., Gene J., Figureas M.J. (2000) *Atlas of chemical fungi*. Centraalbureau voor Schimmelcultures, Utrecht, Univ. Rovina J Virgili, Reus

Domach H., Gams W., Andersen Andersen.H. (1980). *Compedium of Soil Fungi I*. Acad. Press – London

Evans S., Brachman P. (1999) *Bacterial Infections of Humans. Epidemiology and Control*. Plenum Medical Book Company, New York and London

Fassatova O. (1983) *Grzyby mikroskopowe w mikrobiologii technicznej*. WNT, Warszawa

Grabińska-Loniewska (Red.) (1996). *Ćwiczenia laboratoryjne z mikrobiologii ogólnej*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa

Gray N.F. (1994) *Drinking Water Quality. Problems and Solutions*. John Wiley and Sons, Chicester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore.

Hoeprich, P.D. (1983) *Listeriosis in "Infectious Diseases"*, ed. P.D. Hoeprich. pp. 537-542. Harper &. Row, Philadelphia

Jabłoński L.(Red.)(1994) *Podstawy mikrobiologii lekarskiej*. PZWL, Warszawa

Kędzia W (Red) (1990). *Diagnostyka mikrobiologiczna w medycynie* PZWL, Warszawa

- Koronacki J., Mielniczuk J. (2006) Statystyka dla studentów kierunków technicznych, Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Wyd. III, Warszawa
- Kowal A., Świdarska-Bróż M. (1997), Oczyszczanie wody. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa-Wrocław
- Kreger-van Rij N.J. (1984) The yeasts. A taxonomic study. Elsevier Sci. Publ. B.V., Amsterdam
- Kuratowska K., Kuratowski P. (red.) (2006) Mikologia medyczna. Promedi, Łódź
- Kurtzman C.P., Fell J.W. (2000) The yeasts. A taxonomic study. Forth Ed. Elsevier, Amsterdam, Lausanne, New York, Oxford, Shannon, Singapore, Tokio
- Kwiatk K. (2000) *Listeria monocytogenes* – występowanie w żywności zwierzęcego pochodzenia oraz wrażliwość na wybrane czynniki fizyczne i chemiczne. Instytut Weterynarii. Puławy
- Libudzisz Z., Kowal K., Żakowska Z (Red.) (2007). Mikrobiologia techniczna, Warszawa, Wydawnictwo Naukowe PWN
- Łomotowski J., Szpindor A. (1999): Nowoczesne systemy oczyszczania ścieków. Wydawnictwo "Arkady", Warszawa
- Miksch K. (1995) Biotechnologia środowiskowa. Biblioteczka Fundacji Ekologicznej Silesia, t. X, Katowice
- Otcenasek M., Dworak. (1973) Pictorial Dictionary of Medical Mycology, Akademia, Praha
- Rosik-Dulewska C. (2006) Podstawy gospodarki odpadami, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa
- Salysers A.A., Whitt D.D. (2003) Mikrobiologia. Różnorodność, chorobotwórczość i środowisko. Wyd. PWN, Warszawa.
- Schlegel H. G. (1992). Allegmeine Mikrobiologie. 7. Faul. Geogr. Thieme, Stuttgart.
- Skalmowski K. (2001) Poradnik gospodarowania odpadami, rozdz. 9.2.4.2 – 9.2.4.6
- Surmacz-Górska J. (2001) Degradacja związków organicznych zawartych w odciekach z wysypisk. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, Lublin
- Szyc J. (2003) Ocieki ze składowisk odpadów komunalnych, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa
- Taylor J.R. (1995), Wstęp do analizy błędu pomiarowego, PWN, Warszawa, 1995
- Walker C.H., Hopkin S.P., Sibly R.M., Peakall D.B. (2002) Podstawy ekotoksykologii, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa

Zadroga B., Olańczuk-Neyman K. (2001) Ochrona i rekultywacja podłoża gruntowego, Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej, Gdańsk

Zaremba M.L., Borowski J. (2004) Mikrobiologia lekarska. Wyd. Lekarskie PZWL, Warszawa, Wyd. III

Ustawy i Rozporządzenia:

Ustawa o odpadach z dnia 27 czerwca 1997 roku (Dz. Ustaw Nr 96 Poz. 592)

Ustawa o odpadach z dnia 27 kwietnia 2001 roku (Dz. Ustaw Nr 39, poz. 251)

Rozporządzenie Ministra Środowiska z 1 sierpnia 2002 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz. Ustaw Nr 134 poz. 1140)

Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 roku w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz. U. Nr 137, poz. 984)

Rozporządzenie Ministra Budownictwa w sprawie sposobu realizacji obowiązków dostawców ścieków przemysłowych oraz warunków wprowadzania ścieków do urządzeń kanalizacyjnych z dn. 14 lipca 2006 (Dz. Ustaw Nr 136 poz. 964)

Normy:

PN-90C-04610/03 Woda i ścieki. Oznaczanie toksyczności ostrej na rozwielitce *Daphnia magna* Straus

PN-90C-04610/04 Woda i ścieki. Oznaczanie toksyczności ostrej na gupiku *Lebistes reticulatus* Peters

ISO 8692-1987 Water quality – Algal growth inhibition test

ACE 89/BE 2/D3 Final Report Commission EC

PN – 74/C-04578.03 Woda i ścieki. Badania zapotrzebowania tlenu i zawartości węgla organicznego. Oznaczanie chemicznego zapotrzebowania tlenu (ChZT) metodą dwuchromianową

PN-C-04576-4:1994 Woda i ścieki. Badania zawartości związków azotu. Oznaczanie azotu amonowego w wodzie metodą bezpośredniej nessleryzacji

PN-EN 26777:1999 Jakość wody. Oznaczanie azotynów. Metoda absorpcyjnej spektrometrii cząsteczkowej

PN-82/C-04576.08 Woda i ścieki. Badania zawartości związków azotu. Oznaczanie azotu azotanowego metodą kolorymetryczną z salicylanem sodowym

PN-73/C-04576.12 Woda i ścieki. Badania zawartości związków azotu. Oznaczanie azotu ogólnego Kjeldahla

PN-91/C-04537/09 Woda i ścieki. Badanie zawartości fosforu. Oznaczanie fosforu ogólnego

BN-90-9567-18/08 Determination of humic acids by colorimetry method

PN-ISO-8288 2002. Jakość wody. Oznaczanie kobaltu, niklu, miedzi, cynku, kadmu i ołowiu. Metody atomowej spektrometrii absorpcyjnej z atomizacją w płomieniu

7. STOSOWANE SKRÓTY (NOMENCLATURE)

CDC - Centrum Zapobiegania i Kontroli Chorób; The Centers for Disease Control and Prevention

KBN/MNiI – Komitet Badań Naukowych/Ministerstwo Nauki i Informatyzacji; The State Committee for Scientific Research/ Ministry of Scientific Research and Information Technology

OKS – odpady komunalne stałe; solid municipal waste

WHO – Światowa Organizacja Zdrowia; World Health Organisation

AOP – wysoko efektywne procesy utleniania; advanced oxidation processes

AOX – adsorbowane organicznie związane chlorowce; adsorbable organically bound halogens

LPS - liposacharyd; lipopolysaccharide

LTK - lotne kwasy tłuszczowe; volatile fatty acids

PCB – polichlorowane bifenyle; polychlorinated biphenyls

WWA – wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne; polycyclic aromatic hydrocarbons

ATR - tolerancja kwasowa; acid tolerance response

Caps - białka aklimatyzacyjne; cold acclimation proteins

Csps - białka szoku zimna; cold shock proteins

EHEC - szczepy enterokrwotoczne; enterohemorrhagic strains

EIEC - szczepy inwazyjne; enteroinvasive strains

EPEC - szczepy enteropatogenne; enteropathogenic strains

ETEC - szczepy enterotoksyczne; enterotoxic strains

GAD - dekarboksylaza glutaminianowa; glutamate decarboxylase

LT - enterotoksyny ciepłochwiejne; heat-stable enterotoxin

ST – enterotoksyny ciepłostale; heat-labile enterotoxin

Sap – białka aklimatyzacji stresu; stress acclimation proteins

AHBF - beztlenowe hybrydowe złożo fluidalne; anaerobic hybrid bed filter

ASBR – beztlenowy sekwencyjny reaktor porcjowy; anaerobic sequencing batch reactor

BACFB – złożo fluidalne z węglem aktywnym; biological activated carbon fluidized bed

CSTR – reaktor z pełnym wymieszaniem; completely stirred tank reactor

MAACFB - złożo fluidalne z węglem aktywnym i zawieszonymi mikroorganizmami; microorganism-attached activated carbon fluidized bed

MBR – bioreaktor membranowy; membrane bioreactor

SBR – sekwencyjny reaktor porcjowy; sequencing batch reactor

SBF – złożo fluidalne z osadem czynnym; sludge bed filter

UAR – przepływowy reaktor beztlenowy; upflow anaerobic reactor

UASB - przepływowy reaktor beztlenowy z zawieszonym osadem; upflow anaerobic sludge blanket

Bx – obciążenie osadu ładunkiem zanieczyszczeń organicznych, mgChZT/mg d, organic sludge loading, mg COD or BOD $\text{mg}^{-1}\text{d}^{-1}$

Bv – obciążenie komory ładunkiem zanieczyszczeń organicznych, mgChZT/l d, organic volumetric loading, mg COD or BOD $\text{l}^{-1}\text{d}^{-1}$

D – stopień rozcieńczenia, Q/V, godz.^{-1} ; dilution rate, hr^{-1}

HRT – hydrauliczny czas zatrzymania ścieków, godz.; hydraulic retention time, hr

k_d – współczynnik obumierania biomasy; biomass decay factor

- OLR – ładunek zanieczyszczeń organicznych; organic load rate
 Θ_x – wiek osadu, d; biomass retention time, d
 Y_{obs} – obserwowany współczynnik przyrostu biomasy, mg/mg·d; observed yield coefficient, mg mg⁻¹d⁻¹
 Y – współczynnik przyrostu biomasy, mg/mg·d; yield coefficient, mg mg⁻¹d⁻¹
mg sm – miligram suchej masy; miligram dry weigh
- BM – bakterie mezofilne; mesophilic bacteria
BS – bakterie sporowe; spore forming bacteria
HBP – heterotroficzne bakterie psychrofilne; psychrophilic bacteria
NPL – najbardziej prawdopodobna liczba; most probably number
TBGC – termotolerancyjne bakterie grupy coli; thermotolerant coli form bacteria
TKN – azot ogólny Kjeldahla (suma N-NH₄ i Norg); total Kjeldahl nitrogen (sum of N-NH₄ and Norg)
N-NO_x – suma N-NO₂ i N-NO₃; sum of nitrite-nitrogen and nitrate-nitrogen
TU_a - jednostki toksyczności ostrej; toxical units



BIBLIOTEKA GŁÓWNA
Politechniki Warszawskiej

C. 135991



400000000157965