

EUTROFIZACJA WÓD ZBIORNIKÓW ZAPOROWYCH ORAZ ROLA MAKROFITÓW W TYM PROCESIE

Joanna Sender¹, Cyprian Jaruga¹

¹ Zakład Ekologii Krajobrazu i Ochrony Przyrody, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie, ul. B. Dobrzańskiego 37, 20-262 Lublin, e-mail: joanna.sender@up.lublin.pl

STRESZCZENIE

W pracy przedstawiono zagadnienie związane z procesem eutrofizacji wód, ze szczególnym uwzględnieniem zbiorników zaporowych. Eutrofizacja to procesem globalnym, zagrażający ekosystemom wodnym na każdym kontynencie. Często doprowadza ona do ich degradacji. Szczególnie narażonymi na to zjawisko są zbiorniki sztuczne jakimi są zbiorniki zaporowe. W pracy przedstawiono mechanizmy procesu eutrofizacji. Wskazano także na znaczenie roślin wodnych w procesie oczyszczania wód, możliwości ich wielostronnego zastosowania. W ostatnim okresie w Polsce i na świecie obserwuje się tendencję do nakierowania badań na naturalne, czy półnaturalne metody oczyszczania wód, w tym także oczyszczalnie hydrofitowe. Obecność makrofitów w zbiornikach wodnych to z jednej strony gwarant dobrego stanu ekologicznego, z drugiej niezaprzeczalny walor estetyczny.

Słowa kluczowe: eutrofizacja, makrofity, zbiornik zaporowy, biogeny, strefy buforowe, zlewnia, oczyszczalnie hydrofitowe

EUTROPHICATION OF WATER RESERVOIRS AND ROLE OF MACROPHYTES IN THIS PROCESS

ABSTRACT

The paper presents the problem related with the process of eutrophication, with special emphasis on dam reservoirs. Eutrophication is a global process, threatening the water ecosystem on every continent. It often leads to their degradation. Particularly vulnerable to eutrophication are artificial reservoirs which are dam reservoirs. This paper describes the mechanisms of eutrophication. We also pointed to the importance of aquatic plants in the process of water purification, as well as the possibility of multilateral use. Recently, in the world and in Poland there is a tendency to pay attention to the natural or semi-natural method of water purification (including constructed wetland). On the one hand, the presence of macrophytes in water bodies is a guarantor of good ecological status, on the other hand, the undeniable aesthetic value.

Keywords: eutrophication, macrophytes, water reservoir, nutrients, buffer zone, catchment, constructed wetland

WPROWADZENIE

Wzrost żyzności wód to problem cywilizacyjny [Gałczyński 2008]. Trofizm (trofia wód) to termin, którym określa się produktywność biologiczną zbiorników wodnych. Jest to zespół czynników środowiskowych decydujących o żyzności zbiornika wodnego. Wyróżnia się 4 rodzaje trofii, w zależności od stopnia produktywności: oligotrofia – charakteryzuje się małym stężeniem azotu i fosforu, bardzo małą ilością makrofitów, dużą przezroczystością wody oraz cienką warstwą osadów dennych, mezo-

trofia – charakteryzuje się większym stężeniem azotu i fosforu, mniejszą przezroczystością wody (w efekcie większej ilości fitoplanktonu), większą ilością osadów dennych i makrofitów sięgających do mniejszej głębokości, eutrofia – charakteryzuje się dużymi stężeniami azotu i fosforu, intensywnym rozwojem makrofitów, silnym rozwojem fitoplanktonu, a poprzez to małą przezroczystością wody, a także grubą warstwą osadów dennych, hypertrofia – charakteryzuje się bardzo dużymi stężeniami biogenów, bujnym rozwojem roślinności wynurzonej i pływającej lub ich brakiem [Kajak 2001].

Z pojęciem trofii ściśle związany jest proces eutrofizacji. W wyniku tego procesu wody oligotroficzne przyjmują charakter mezotroficzny, te eutroficzne, a te z kolei hypertroficzne.

Eutrofizacja jest procesem globalnym występującym w wodach na całym świecie. Wywiera niekorzystne efekty wpływające na ich jakość, dlatego też polityka wodna Unii Europejskiej ustanowiła dyrektywy, które zawierają wymogi oceny tego zjawiska, a także wdrażanie działań ochronnych w państwach członkowskich. Najważniejsze z tych dyrektyw to: dyrektywa ściekowa [Dyrektywa 91/271/EWG], Ramowa Dyrektywa Wodna [Dyrektywa 2000/60/WE] oraz dyrektywa azotowa [Dyrektywa 91/676/EWG][Soszka, 2009].

W Polsce w ustawie „Prawo Wodne” [2005] definiuje się eutrofizację jako: *„wzbogacenie wody biogenami, w szczególności związkami azotu lub fosforu powodującymi przyspieszony wzrost glonów oraz wyższych form życia roślinnego, w wyniku którego następują niepożądane zakłócenia biologicznych stosunków w środowisku wodnym oraz pogorszenie jakości tych wód.”*

Ramowa Dyrektywa Wodna – RDW [Dyrektywa 2000/60/WE] nie przedstawia bezpośredniej definicji eutrofizacji. Jak podaje Soszka [2009] ocena stopnia eutrofizacji w tej dyrektywie *„zawiera się w ocenie stanu ekologicznego, ponieważ zwiększona dostawa związków biogennych i zwiększenie ich stężenia w wodach wywiera wpływ na stan elementów biologicznych i fizyczno – chemicznych. Dodatkowo specyficzne odniesienie do eutrofizacji stanowi wymóg oszacowania wielkości wszystkich znaczących punktowych i obszarowych źródeł zanieczyszczeń z uwzględnieniem substancji, które przyczyniają się do eutrofizacji (w szczególności azotany i fosforany).”*

Definicja eutrofizacji w Dyrektywie Azotowej [Dyrektywa 91/676/EWG] *„zawiera identyczny jak w ustawie Prawo Wodne [2005] opis skutków eutrofizacji ale muszą one być spowodowane dostawą związków azotu, a nie biogenów w ogólności”* [Soszka 2009].

Z przyrodniczego punktu widzenia eutrofizacja to proces naturalny. Związany jest ze wzrostem trofii, czyli żyzności wód, głównie poprzez wzrost stężenia związków bogatych w pierwiastki biogenne (azot i fosfor). W warunkach naturalnych jest procesem bardzo powolnym. Działalność gospodarcza człowieka wpływa na jego przyspieszenie (nawet do kilku-

set razy), co doprowadza do szybszej degradacji ekosystemów wodnych [Kajak 2001].

Do pewnego momentu proces ten jest pożądany gdyż wpływa na wzrost produkcji biologicznej, w tym wzrost produkcji ryb. Jednak po przekroczeniu pewnej granicy wywołuje niekorzystne efekty. Do nich należą: pojawienie się w nadmiarze glonów fitoplanktonowych, które wpływają niekorzystnie na przezroczystość wody i pogarszają jej właściwości organoleptyczne; pogorszenie się warunków świetlnych w strefie litoralnej, co powoduje ustępowanie roślinności zanurzonej; litoral staje się miejscem rozwoju glonów nitkowatych występujących w postaci mat – kożuchów na dnie, roślinności zanurzonej, a także na młodych pędach roślinności wynurzonej; deficyt tlenowy w strefach głębinowych prowadzi do wyginięcia większości zwierząt; w skrajnych sytuacjach zupełny deficyt tlenu i występowanie siarkowodoru również w warstwach powierzchniowych. Utleniony siarkowodor zatrąca atmosferę w okolicy. Zimą przy pokryciu lodu śniegiem pojawiają się przyduchy zimowe – śmiertelność organizmów (głównie ryb); pogorszenie warunków tarła i rozrodu ryb co prowadzi do zmiany składu i stosunków dominacji w zespołach ryb. Ustępują łososiowate, pojawiają się karpowate; brak tlenu i zanik roślinności litoralowej potęgują eutrofizację. W skrajnych sytuacjach woda ulega zatruciu produktami niepełnego rozkładu substancji organicznej [Kajak 2001, Kubiak, Tórz 2005].

Czynnik antropogeniczny jest najważniejszym, który wpływa na tempo eutrofizacji wśród nich zwłaszcza: erozja gleby, spływy nawozów organicznych i mineralnych z pól, zanieczyszczenia z turystyki i rekreacji, spływ nie oczyszczonych lub niedostatecznie oczyszczonych ścieków komunalnych i ścieków z przemysłu rolnego – spożywczego, suchy opad atmosferyczny, intensywny chów ryb, wycinka lasów [Jezireska-Madziar, Pińskwar 2008]. Powyższe procesy są bardzo niekorzystne gdyż uwalniają i przenoszą do wód nadmierne ilości związków biogennych (głównie azot i fosfor), które są kluczowym czynnikiem powodującym wzrost trofii zbiornika.

Szkodliwe oddziaływanie biogenów zależy od wielkości ich ładunku. Gdy ich ładunek jest większy od możliwości przyswojenia przez roślinę i większy od zdolności sorpcyjnych gleby wówczas przenikają do wód wzmagając eutrofizację [Bojanowska i in. 2004]. Dostępne w epilimnionie (powierzchniowej warstwie wody) nutrieny (głównie fosfor) decydują o ilości fito-

planktonu. Z 1 kg fosforu można otrzymać około 1 tony świeżej masy glonów [Kajak, 1979].

EUTROFIZACJA ZBIORNIKÓW ZAPOROWYCH

Proces eutrofizacji zbiorników zaporowych związany jest zarówno z postępującym zaawansowaniem stanu trofii wraz z wiekiem (starzeniem się) zbiornika jak i z jego zasypywaniem rumowiskiem wynoszonym z wodami dopływów, a także wypływaniem przez autochtoniczną materię organiczną, która odkłada się do osadów dennych. Proces ten badany był wielokrotnie. Na świecie zajmowali się nim Ostrofsky [1978], Straskraba [1993], w Polsce Starmach i Wróbel [1987]. Proces starzenia się zbiorników zaporowych zakłada istnienie kilku charakterystycznych okresów w funkcjonowaniu każdego zbiornika zaporowego [Gołdyn i in. 2003]: inicjalny występujący bezpośrednio po zalaniu, charakteryzujący się wzrostem stężenia biogenów w wodzie, wysokiej trofii charakteryzujący się silnym oddziaływaniem świeżo zalanego dna, stabilizacji jakości wody – oligotrofizacji, wtórnej eutrofizacji, który związany jest z oddziaływaniem zlewni i osadów dennych i lądowania charakteryzujący się wypełnieniem zbiornika rumowiskiem i osiadłą materią organiczną.

Na szybko postępujący proces eutrofizacji narażone są głównie zbiorniki o niekorzystnych cechach morfometrycznych np. małej głębokości, nierozwiniętej linii brzegowej, a także silnym stopniu antropopresji [Gruca-Rokosz i in., 2011].

Zmiany zachodzące pod wpływem mineralnych form azotu i fosforu

Wzrost stężenia biogenów w zbiornikach wodnych sprzyja rozwojowi glonów i roślinności wodnej wyższej. Wyprodukowana biomasa częściowo trafia do dalszych ogniw łańcucha troficznego, a częściowo w postaci obumarłych organizmów gromadzona jest na dnie, tworząc organiczne osady denne. Zdeponowane związki organiczne powodują wypływanie się zbiorników, jednakże częściowo ulegając również biodegradacji. Występujące w wodzie bakterie saprofityczne wykorzystujące zawarty w niej tlen prowadzą rozkład materii organicznej. W wyniku tego procesu początkowo dochodzi do od-

tlenienia przydennych warstw wody, a w miarę postępującego procesu eutrofizacji również warstw bliższych powierzchni lustra wody [Jeziarska – Madziar i Pińskwar, 2008].

Obciążenie zbiorników zaporowych związkami biogennymi

Biogeny (głównie azot i fosfor) to związki, które są niezbędne do rozwoju organizmów żywych. W wyniku nadmiaru ich ilości w danym ekosystemie dochodzi do niekorzystnych zmiany [Bojanowska i in. 2004].

Wyróżnia się dwie drogi dopływu szkodliwych związków do zbiorników wodnych. Dopływ zewnętrzny – źródłem biogenów jest zlewnia. Główne źródła zasilania zbiorników zaporowych ze zlewni w fosfor i azot to: dopływy wód rzecznych, dopływy ścieków, erozja wodna gruntów ze zlewni bezpośredniej, spływy powierzchniowe z pól uprawnych i pastwisk [Solis i in. 2011].

Zlewnia to całość obszaru, z którego wody spływają do danego odbiornika (rzeki, jeziora, bagna itp.) lub jej fragmentu [Kajak, 2001].

Zlewnia zbiornika zaporowego może mieć różny charakter. Mogą ją stanowić ekosystemy naturalne charakteryzujące się małą ingerencją człowieka np. las oraz obszary użytkowane lub bardzo silnie zagospodarowane przez człowieka (zurbanizowane) np. pola uprawne czy zabudowa mieszkaniowa.

Zlewnia leśna bardzo dobrze zatrzymuje zarówno wodę jak i substancje biogenne. Zagrożeniem dla wód może być wycięcie lub wypalenie drzew ze zlewni co powoduje spadek pochłaniania nutrientów, większy spływ wody, a także uwalnianie nutrientów z gleby i ściółki poprzez wzmożoną destrukcję i denitryfikację. Sama wycinka drzew oraz ich transport w bardzo dużym stopniu wzmacnia erozję. Las kumuluje więcej substancji biogennych niż łąka [Kajak, 1979].

Zlewnia, którą stanowią tereny bagienne podobnie jak las działa retencyjnie zarówno na wodę jak i substancje biogenne. W przypadku tego typu zlewni istotny jest jednak okres dopływu wód. Korzystny wariant obejmuje spływ większej ilości wód wiosną, a mniejszej latem. Zapewnia on większą czystość wód zbiornika. Bardzo niekorzystne dla zbiornika wodnego ze zlewnią bagienną jest jej przesuszanie. Taki zabieg uwalnia bardzo duże ilości biogenów (nawet do kilku kilogramów fosforu na hektar przez rok) [Kajak, 1979].

Ładunek biogenów dostarczanych ze zlewni zdominowanej przez rolnictwo jest bardzo duży i nierównomierny w ciągu roku. Około 80% rocznego ładunku azotu dopływa w okresie wczesno – wiosennym (roztopy). Okres ten może obejmować kilka miesięcy i trwać od stycznia do kwietnia [Kowalczyńska-Madura, 2003, Kiryłuk Rauba 2011].

W przypadku zlewni zurbanizowanych pojawiają się zanieczyszczenia punktowe w postaci: ścieków przemysłowych, bytowo – gospodarczych i deszczowych. Zanieczyszczenia o charakterze punktowym są bardzo niekorzystne zwłaszcza dla zbiorników wykorzystywanych rekreacyjnie. Wiąże się to z dostarczaniem stałych ładunków zanieczyszczeń bogatych w biogeny przez cały rok. W okresie letnim duży dopływ azotu i fosforu może spowodować rozwój fitoplanktonu, a przy większym obciążeniu może doprowadzić do zakwitów wody [Gołdyn i in. 2003].

Dopływ wewnętrzny – źródłem biogenów jest osad denny. Jak podaje Bartoszek [2007], w wymianie substancji z wodą danego zbiornika bierze udział jedynie powierzchniowa warstwa osadów dennych wynosząca od 10 do 15 cm (rys. 1).

Wśród czynników warunkujących dostawę fosforu i azotu z osadów dennych wyróżnia się: potencjał oksydoredukcyjny, odczyn wody, temperaturę, proporcję fosforanów i żelaza oraz zaburzenia wierzchniej struktury osadów (10–15 cm grubości) ułatwiające kontakt wód naddennych i śródosadowych przez: nasilenie mieszania się wody w zbiorniku, aktywność ryb mułozernych (np. karp, leszcz) [Solis i in. 2011; Bartoszek, 2007].

Proces uwalniania z osadów dennych związków biogenych poprzedza proces ich sorpcji przez ten osad. Zdolność sorpcyjna osadów dennych opiera się głównie na dwóch zależnościach jest tym większa im cząsteczki osadu są mniejsze

oraz jest tym większa im jest więcej w osadzie dennym koloidów mineralnych i organicznych [Bernatowicz, Wolny, 1974].

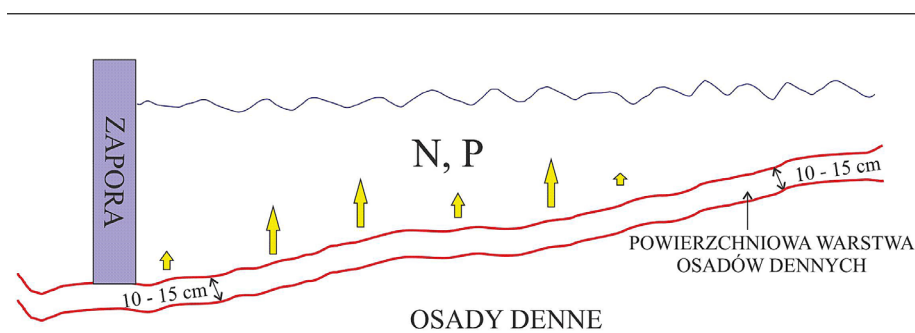
Istotnym czynnikiem wpływającym na uwalnianie fosforanów z dna osadów dennych do wody jest odczyn wody (pH). Czynnikiem ten decyduje o rozpuszczalności wiązań pomiędzy fosforem, a żelazem i wapniem. W zakresie pH około 6, o stężeniu związków fosforu decyduje rozpuszczalność ich połączeń z żelazem. Przy pH wyższym od 6, o stężeniu związków fosforu decyduje rozpuszczalność ich połączeń z wapniem. W zakresie pH od 4 do 5, zdolność adsorbowania fosforanów jest najwyższa [Dymaczewski i in. 1997].

Praktycznie wszystkie połączenia azotu mineralnego rozpuszczają się w szerokim zakresie pH dlatego też, w osadach dennych nie występują trudno rozpuszczalne połączenia azotu [Dymaczewski i in. 1997].

Temperatura także wpływa na szybkość uwalniania fosforu z osadów dennych. Podwyższenie temperatury powoduje wzrost zapotrzebowania na tlen w powierzchniowej warstwie osadów. Przyczynia się to do zmniejszania potencjału oksydoredukcyjnego, co może być powodem cząstkowego przenikania fosforanów do wody [Dymaczewski i in. 1997].

Kluczowy czynnik, który warunkuje uwalnianie fosforanów z dna osadów dennych to zawartość rozpuszczonego w wodzie tlenu. Warunkuje on tzw. „proces sprzężenia zwrotnego dodatniego eutrofizacji” [Śliwka 2007; Kajak 2001].

Fosfor wśród wszystkich pierwiastków biogenych ma największe znaczenie w ograniczaniu produkcji roślinnej w wodach śródlądowych. Dlatego też, ograniczenie jego stężenia może zapobiec eutrofizacji. Ze względu na mały udział fosforu w masie komórek, zbiorniki wodne reagują znacznym przyrostem biomasy roślinnej już na niewielki jego dopływ. Jeżeli dopływ ten



Rys. 1. Schemat emisji azotu i fosforu z osadów dennych [Solis i in. 2011 – zm.].

jest duży komórki glonów kumulują jego cząsteczki w ilości przekraczającej ich bezpośrednie zapotrzebowanie. Skumulowany fosfor wykorzystywany jest przez glony do namnażania komórek potomnych co obserwuje się jako tzw. „zakwity wody”, które świadczą o braku fosforu w wodzie. Duży ładunek fosforu prowadzi do utraty jego znaczenia jako czynnika limitującego eutrofizację na rzecz azotu. To prowadzi do pojawienia się sinic wiążących azot atmosferyczny ($N/P < 7$). Stosunek azotu (N) do fosforu (P) świadczy o tym, który ładunek pierwiastków limituje rozwój glonów:

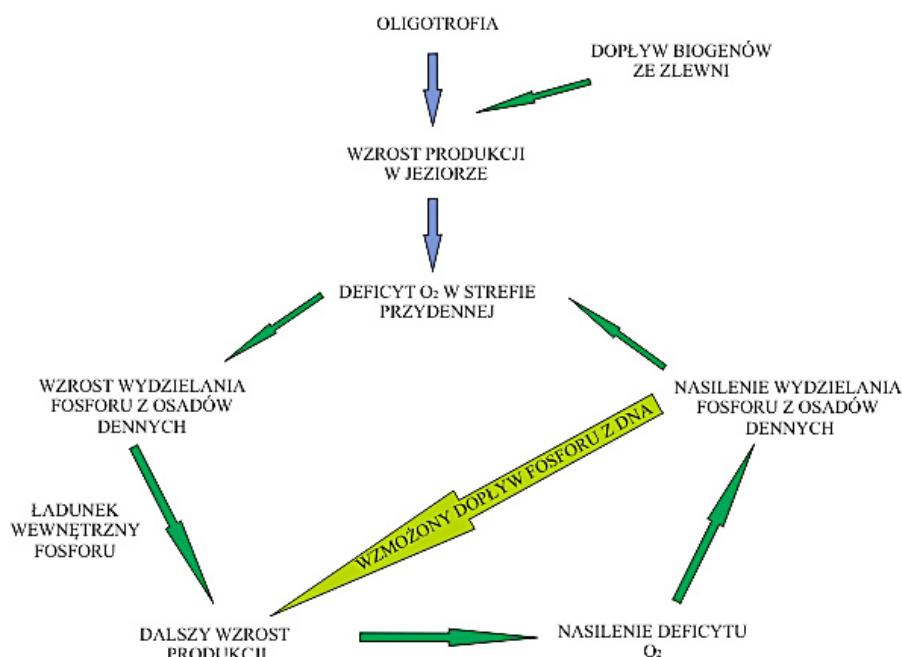
- stosunek $N:P < 16:1$ – produkcja limitowana azotem
- stosunek $N:P > 16:1$ – produkcja limitowana fosforem

Duże ilości fosforu znajdują się w osadach dennych i stanowią źródło wewnętrznego zasilania zbiornika. Jeżeli w strefie styku osadów dennych i wody (interfazie) panują warunki tlenowe to jony żelaza Fe^{3+} wiążą trwale jony fosforanowe PO_4^{3-} poprzez co zmniejsza się ilość dostępnych biogenów. Jeżeli w hypolimnionie i interfazie panuje deficyt tlenowy następuje redukcja Fe^{3+} do Fe^{2+} oraz rozpad kompleksu żelazowo – fosforanowego i uwalnianie jonów fosforanowych. Ponadto w warunkach beztlenowych może dojść do redukcji azotanów (NO_3) do amoniaku (NH_4), a także siarczanów

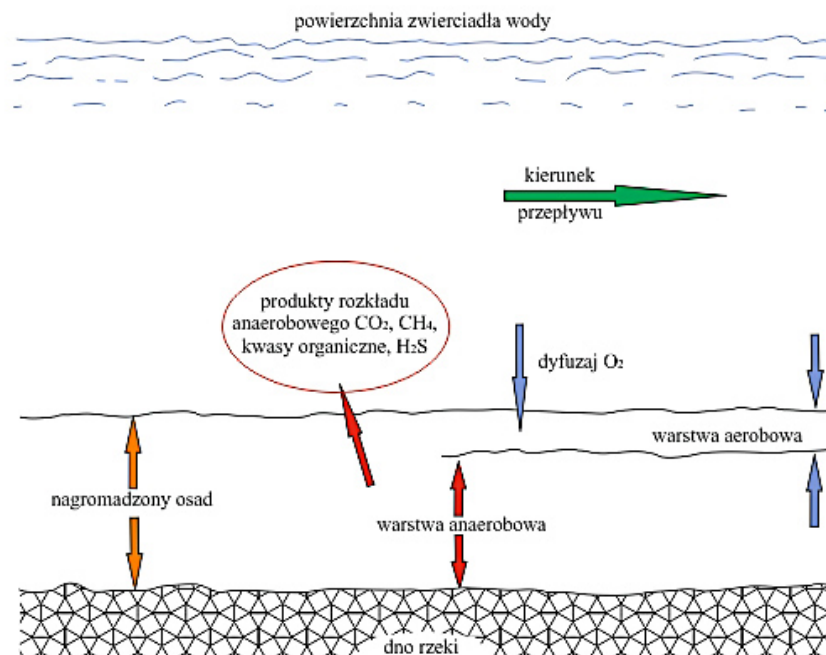
(SO_4) do siarki (S). Wzrastająca produkcja roślinna w strefie trofogenicznej powoduje wzrost stężenia biogenów w strefie trofolitycznej. Wysoki poziom biogenów w strefie trofolitycznej powoduje szybką utratę tlenu (zużywanego do procesu rozkładu) i spadek potencjału oksydoredukcyjnego, to wpływa na coraz szybsze wydzielanie się fosforu z osadów dennych. Zjawisko to określa się jako „sprężenie zwrotne dodatnie eutrofizacji” (rys. 2). W bardzo dużym stopniu wpływa na degradację zbiornika oraz jego zarastanie co może doprowadzić do jego przekształcenia w torfowisko niskie [Śliwka, 2007]. Stężenie fosforanów w osadach może być ponad 1000 razy większe, niż w wodach danego zbiornika wodnego [Bartoszek 2007].

W mniejszych jeziorach wymiana biogenów między osadem dennym, a wodą jest szybsza i wynika z faktu iż powierzchnia ich osadu dennego jest większa w stosunku do objętości wody niż w jeziorach dużych [Bernatowicz, Wolny 1974].

W wyniku zmniejszającej się ilości tlenu rozpuszczonego w osadach dennych może dojść do całkowitego jego braku (warunki anaerobowe). Taki stan prowadzi do zajścia przemian beztlenowych, a te z kolei prowadzą do powstania bardzo toksycznych gazów takich jak metan czy siarkowodór (rys. 3) [Dymaczewski i in. 1997].



Rys. 2. Sprężenie zwrotne dodatnie eutrofizacji [Śliwka, 2007] – zmienione.



Rys. 3. Rozkład zanieczyszczeń organicznych w osadach dennych [wg Dymaczewski i in. 1997 – zmienione].

SAMOO CZYSZCZANIE ZBIORNIKÓW WODNYCH A EUTROFIZACJA

W każdym środowisku wodnym zachodzi naturalny proces tzw. samooczyszczania się wód. Obecne w wodzie bakterie wykorzystując zawarty w niej tlen potęgują procesy biochemicznego przekształcania związków organicznych w związki nieorganiczne stale utrzymując równowagę biologiczną w zbiorniku. W momencie gdy ładunek zanieczyszczeń doprowadzanych do wód jest zbyt duży dochodzi do zakłócenia procesu samooczyszczania. Nie rozłożona materia organiczna pozostaje w wodzie w formie koloidalnej lub osadza się na dnie. Ponadto woda zawiera wtedy małe ilości tlenu co prowadzi do zatrzymania procesu całkowitej mineralizacji i rozkładu związków organicznych. Całkowite zahamowanie procesu samooczyszczania ma miejsce gdy do wody wprowadzone zostaną substancje trujące takie jak: cyjanki, fenole, sole metali ciężkich. Substancje te zabijają niezbędne do przeprowadzenia procesu samooczyszczania organizmy wodne. Najszybciej proces ten zachodzi w potokach górskich i rzekach (szybki ruch wody natlenia ją) najwolniej zaś w jeziorach. [Stańczykowska 1997, Dymaczewski i in. 1997]

Procesy samooczyszczania wód w zbiornikach zaporowych są bardzo powolne (a niekiedy są całkowicie zahamowane). Jak podaje Rybicki [1991] jakość wody dopływającej do zbiornika

zaporowego jest lepsza niż jakość wody odpływającej. Dzieje się tak w wyniku stagnacji wody i innych niekorzystnych zjawisk. Do najważniejszych z nich zaliczył: zanieczyszczenia wprowadzone przez dopływy, zanieczyszczenia pochodzące z bezpośredniej zlewni zbiornika, oddziaływanie dna i brzegów zbiornika, następstwa przemian jakościowych w zbiorniku.

Dodatkowym negatywnym czynnikiem hamującym samooczyszczanie zbiorników zaporowych jest ich intensywne wykorzystanie rekreacyjne.

Im wolniejszy proces samooczyszczania tym większy stopień eutrofizacji zbiorników. Dzieje się tak gdyż eutrofizacja jest efektem nadmiernego dostarczania substancji odżywczych, które w dużych ilościach stanowią jeden z najbardziej powszechnych rodzajów zanieczyszczeń tych zbiorników wodnych [Kajak 2001, Traczewska 2012].

ZAPOBIEGANIE EUTROFIZACJI

Podjęcie jakichkolwiek zabiegów rekultywacji zmierzających do zmniejszenia stopnia zeutrofizowania zbiornika powinno być poprzedzone badaniami zlewni. Kolejny krok to odcięcie zanieczyszczeń punktowych oraz jak największe ograniczenie ładunku biogenów dostarczanych do zbiornika. Takie działanie jest warunkiem podstawowym aby uzyskać dobre efekty zarówno tzw. łamanie stratyfikacji termicznej, jak

i bezpośredniego napowietrzania wody zbiornika [Rybicki, 1991, Soszka 2010].

Ważne jest, aby równolegle z rozpoznaniem zlewni prowadzić badania jakości wody i osadów dennych (szczegółowa ocena stanu zbiornika). Należy przeprowadzić zarówno badania pod kątem parametrów fizycznych i chemicznych (np. pH, zawartość tlenu, przewodnictwo elektrolityczne, widoczność) jak i biologicznych (np. stężenie chlorofilu, skład ilościowy i jakościowy fito – i zooplanktonu). Poprzez badanie (parametrów fizycznych, chemicznych i biologicznych) osadów dennych możliwe jest [PROTE – Fos]:

przeanalizowanie między innymi parametrów decydujących o szybkości uwalniania fosforu z osadów dennych. Są to między innymi badania: stężenia żelaza, manganu, wapnia, a także stosunek żelaza do fosforu.

- analiza wpływu na wyżej wymienione procesy takich czynników jak: pH, przewodnictwo elektrolityczne, potencjał oksydo – redukcyjny i stężenie tlenu.
- odpowiednie dobranie metody rekultywacji określając
 - EPC – 0 (pojemność sorpcyjną osadów dennych w stosunku do fosforanów) – pozwalającą określić zdolność do zatrzymywania fosforu w dnie zbiornika i nie uwalniania go w procesie tzw. zasilania wewnętrznego.
 - ilość mobilnych i niemobilnych frakcji fosforu w osadach dennych

Wyżej wymienione informacje wzbogacone o dane morfometryczne zbiornika pozwalają podjąć decyzję o wyborze odpowiedniej metody rekultywacji.

Stańczykowska [1997] i Kajak [1979] dzielą te zabiegi na chemiczno – techniczne i biologiczne gdzie poprawa jakości wody następuje poprzez:

- zmniejszenie ilości związków biogenych na skutek usuwania ich wraz z osadami, rybami, roślinnością, wodami przydennymi itp.
- zmniejszanie ilości biogenów na skutek trwałego bądź okresowego usuwania ich z obiegu (np. wytracanie do osadów, kumulacja w organizmach)
- walkę z zakwitami glonów, a także zmiany biocenoz wodnych
- zmiany w stopniu zarośnięcia jezior oraz składzie jakościowym fitoplanktonu, awifauny, ichtiofauny, makrofitów.

Metody rekultywacji szeroko rozpatrywane są min. przez Lossowa [1998] czy, Straskraba i Tundisiego [1999], a polegają na: polepszeniu warunków tlenowych w wybranych warstwach wody poprzez sztuczne mieszanie, oddziaływaniu na osady denne (usuwanie – bagrowanie, natlenianie, izolowanie zalegających nad nimi wód), biomanipulacjach (zarówno poprzez bottom – up jak i top – down – effect), regulacji stężenia azotu i fosforu, a także materii organicznej poprzez zmiany obciążenia hydraulicznego zbiorników, stosowaniu algicydów do regulowania ilości fitoplanktonu, ograniczeniu produkcji pierwotnej poprzez zmianę poziomu światła w toni wodnej, stosowanie makrofitów oraz inaktywacji fosforu poprzez chemiczne usuwanie nadmiernych jego ilości z toni wodnej oraz trwałe kumulowanie w osadach dennych

Jeżeli całkowite odcięcie dopływu biogenów ze zlewni do zbiornika jest niemożliwe, należy zastosować tzw. „rowy opaskowe” wzdłuż linii brzegowej danego zbiornika. Rowy te mają na celu kumulowanie nieoczyszczonych bogatych w nutrienty wód spływających ze źródeł punktowych i kierowania ich do zbiorczej oczyszczalni lub innego odbiornika. Taki zabieg przeprowadzany jest w zlewni zbiornika, która również powinna być odpowiednio zagospodarowana. Zaleca się obsadzanie zlewni specjalnymi azotolubnymi gatunkami roślin.

Aby podjąć odpowiednią decyzję o wyborze metody rekultywacji należy zwrócić uwagę na stopień jej ingerencji w system ekologiczny danego zbiornika, potrzebny czas do wykonania prac, a także trwałość oczekiwanych efektów, które wybrana metoda może przynieść. Bardzo ważne jest również działanie kompleksowe mające na celu nie tylko wybranie metody rekultywacji ale również wybranie metod wspomagających możliwych do wykonania w danym zbiorniku [PROTE – Fos].

Przykładem działań kompleksowych (o pozytywnym efekcie) mogą być prace podjęte na jeziorach Jelonek i Winiary w Gnieźnie. Jako główną metodę rekultywacji przyjęto inaktywację fosforu w osadach dennych, a dodatkowo (jako działania wspomagające) zastosowano: biomanipulację, nasadzenie makrofitów, instalację słomy jęczmiennej, sezonowe wykaszanie nadmiaru roślinności tworzącej trzciniowiska, dozowanie z powierzchni substancji chemicznych przyspieszających opadanie zawieszonych w toni wodnej zawiesiny, bagrowanie. W efek-

cie osiągnięto: związanie fosforu w osadach dennych, redukcję stężenia fosforanów w wodzie, ograniczenie zakwitów sinicowych, poprawę przezroczystości wody, pojawienie się na dnie zbiornika makroglonów i roślin wodnych, poprawę bilansu tlenowego, zagęszczenie osadów dennych, a także wzrost bioróżnorodności [Urząd Miasta Gniezno 2011].

Przykłady zastosowanych metod walki z eutrofizacją zbiorników zaporowych i jezior w Polsce i na Świecie

Początek rekultywacji jezior w Polsce miał miejsce w roku 1956. Z inicjatywy profesora P. Olszewskiego na jeziorze Kortowskim w Olsztynie uruchomiono instalację (syfon) odprowadzającą do odpływu wody hypolimnionu (rys. 4). Taki zabieg miał na celu usunięcie przeżyźnionych wód. Wdrożenie tej pionierskiej próby rekultywacji przyniosło pozytywne skutki (uzyskano wyraźną poprawę jakości wód) [Lossow 1988, Stańczykowska 1997].

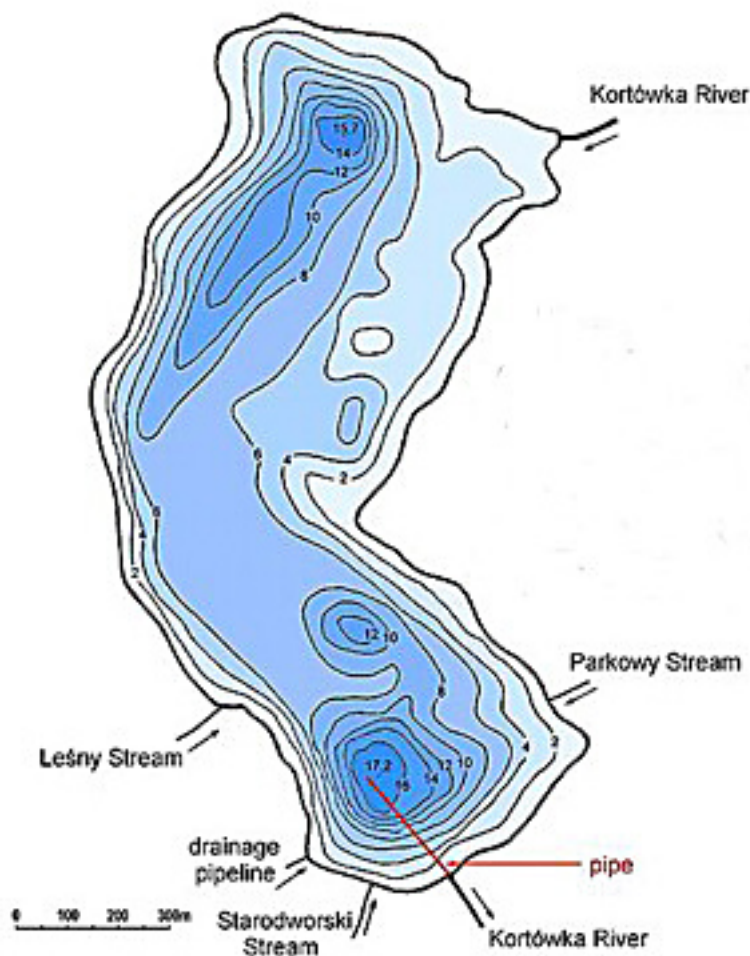
Inną metodą szeroko stosowaną na wielu jeziorach w Polsce jest natlenianie wód. [Stańczykowska 1997]. Taki zabieg przeprowadzono między innymi na jeziorze Długim w Olsztynie, Ełckim w Ełku, czy jeziorze Mutek w Łężanach.

W ochronie zbiorników zaporowych przed zanieczyszczeniami Rybicki [1991] zwraca szczególną uwagę na racjonalne wykorzystanie zlewni zbiorników zaporowych poprzez tworzenie stref ochronnych. Podaje przykłady akwenów wraz z zabiegami jakie w nich jak i ich obrębie wykonano (tab. 1).

W Polsce istnieje wiele firm zajmujących się wdrażaniem systemów służących do rekultywacji jezior czy zbiorników zaporowych (tab. 2).

STOSOWANIE HYDROFITÓW JAKO METODA REKULTYWACJI ZANIECZYSZCZONYCH WÓD

Hydrofity rozwijają się w miejscach podmokłych gdzie warunki bytowania są ciężkie



Rys. 4. Plan batymetryczny Jeziora Kortowskiego z zaznaczonym rurociągiem Olszewskiego [www.szkolnictwo.pl]

Tabela 1. Charakterystyka zabiegów rekultywacyjnych na 4 zbiornikach zaporowych według Rybickiego [1991]

Nazwa zbiornika	Zastosowane zabiegi
1. Kleine Kinzgi	Strefą ochronną objęto całą zlewnię. W pasie o szerokości 100 m (przylegającym do lustra wody), istniejący las przekształcono na ochronny zwiększając ilość drzew liściastych. Dla 150 osób zrealizowano kanalizację doprowadzającą usytuowaną poniżej zapory. Ograniczono stosowanie pestycydów. Zrezygnowano z nawożenia fosforem. Z czaszy zbiornika usunięto humus i ściółkę leśną.
2. Grosse Dünn	Wprowadzono zmiany w planach zagospodarowania terenu. Przeniesiono zabudowania dla 220 osób. Wykarczowano 220 ha lasów. Zalesiono 120 ha gruntów. W lasach istniejących zwiększono udział drzew liściastych z 40% do 60%. Z terenu zalewowego usunięto gleby gruntów ornych i łąk – 200 tys. m ³ . Usunięto asfaltową drogę – 8 km. Zastosowano napowietrzanie zbiornika. Budowano dwie zapory wstępne i szereg spiętrzeń.
3. Wehebach	Przy wlocie dopływów wybudowano baseny infiltracyjne – woda przesiąkając przez warstwę piasku ulega oczyszczeniu. Zastosowano napowietrzanie zbiornika.
4. Dobczyce	Stworzono obszar ochrony bezpośredniej (w przeważającej części akwenu i pasie przyległym do niego). W obrębie czaszy zbiornika usunięto drzewa z korzeniami, humus, osad przemysłowy, grunt przesycony pochodnymi ropy naftowej (z terenu byłego Ośrodka Maszynowego). Wprowadzono racjonalną gospodarkę rybacką. Ograniczono liczbę zwierząt gospodarskich (do 10 DJP). Nabyto jednostki pływające (o odpowiednim napędzie) wyposażone w urządzenia napowietrzające wodę na różnych głębokościach. Zakazano gromadzenia nieczystości na polach w obrębie strefy pośredniej.

Tabela 2. Przykłady zastosowanych zabiegów rekultywacji na różnych jeziorach w Polsce i Czechach, oparte na danych internetowych 3 firm (*www.aerator.pl, **www.kemipol.com.pl, ***www.prote.pl)

Nazwa Firmy	Nazwa i typ zbiornika	Miejscowość/ kraj, w której znajduje się zbiornik	Rodzaj przeprowadzonych zabiegów rekultywacji
Aerator*	Jezioro Jaroszewskie	Sieraków	Natlenianie strefy naddennej (głęboczek kumulacyjny) wykorzystując energię wiatru.
	Jezioro Barlinieckie	Barlinek	
	Jezioro Zamkowe	Wałcz	
	Jezioro Trzesiecko	Szczecinek	
	Jezioro Durowskie	Wągrowiec	
	Jezioro Góreckie	Okolice Poznania Wielkopolski Park Narodowy	
	Jezioro Starzyc	Chociwul	Niwelowanie oddlenionej warstwy wody naddennej (oksyliny), występującej na jeziorach płytkich w półroczu letnim wykorzystując energię wiatru.
	Jezioro Resko	Gawroniec	
	Jezioro miejskie	Chodzież	
	Zalew	Kielce	
	Zalew	Kraśnik	Technologia mobilnej aeracji pulweryzacyjnej z precyzyjną inaktywacją fosforu – stosowaną na jeziorach znajdujących się w pobliżu miast gdzie jest silne zanieczyszczenie i zakwity sinic.
	Jezioro Maltańskie	Poznań	
Jezioro Rusalka			
Bracholińskie Małe	Bracholin	Inaktywacja fosforu przy użyciu żelaza (Fe) i glinu (Al).	
Zbiornik Zaporowy	Gołuchów		
Zalew Średzki	Środa Wielkopolska		
Jezioro Machovo	Czechy		
Jezioro Dubice	Czechy		
Jezioro Wolsztyńskie	Wolsztyn		
Jezioro Głębozeczek	Tuchola		
Jezioro Długie	Olsztyn		
Prote***	Jezioro Jelonek	Gniezno	Inaktywacja fosforu w osadach dennych oraz działania wspomagające.
	Jezioro Winiary		

i bardzo ubogie w tlen. Są to roślinny wodne charakteryzujące się dużymi zdolnościami wyłapywania i wbudowywania w tkanki szkodliwych związków, w tym biogenów i metali ciężkich. Z tego względu już od lat 50 wykorzystywane są w procesach oczyszczania ścieków. W Europie inicjatorem badań na ten temat byli naukowcy z Instytutu Limnologii Maxa Plancka m.in. prof. R. Kickutha [Czuchra, 1997].

Już w starożytności w rejonie Chin i Egiptu zaobserwowano, iż wody bagienne mają zdolności oczyszczające poprzez co używano ich do utylizacji nieczystości. Dzisiejsze oczyszczalnie hydrofitowe wzorowane są na systemach określanych jako „constructed wetland”, które były stosowane w Europie Zachodniej i Ameryce Północnej [Obarska-Pempkowiak, 2010]. „Wetland” rozumiany jest jako obszar podmokły bagienny, gdzie poziom wody utrzymuje się ponad powierzchnię gruntu przez większą część roku, co zapewnia rozwój charakterystycznych gatunków roślin i zwierząt. „Constructed wetlands” to termin określający obiekty lub obszary wspomagające pracę ekosystemów bagiennych, które są celowo tworzone przez człowieka aby chronić i oczyszczać wodę i ścieki [Helman, 1998].

Dziś oprócz wykorzystania w oczyszczalniach, hydrofity stosuje się także w innych projektach tj. przy tworzeniu stref buforowych czy pływających wysp, stosowanych w celu oczyszczania wód zbiorników wodnych. Cały czas trwają także badania nad kolejnymi formami ich wykorzystania.

Wpływ makrofitów na stan ekologiczny zbiorników wodnych.

Makrofity korzystnie wpływają na stan ekologiczny zbiorników wodnych. Najważniejsze korzyści to: konkurencja dla fitoplanktonu w pobieraniu biogenów, które w roślinach kumulowane są na znacznie dłuższy czas (liczony w latach) niż w fitoplanktonie (liczony w dniach), ostoja dla zooplanktonu i innych bezkręgowców odżywiających się odfiltrowanym sestonem, miejsce żerowania, schronienia i rozrodu dla kręgowców, udział w intensywnym procesie obiegu materii, udział w natlenianiu i utrwalaaniu osadów dennych, tworząc zwartą strukturę na dnie, w większych skupiskach pełnienie roli bufora chroniącego wody przed spływem szkodliwych związków, wytwarzanie metabolitów (przez niektóre gatunki) z których część

ma zdolność hamowania rozwoju fitoplanktonu [Gołdyn i in. 2003, Pieczyńska 1988, Szmeja 2006, Pełechaty, Pronin 2015].

Oczyszczanie wód i ścieków za pomocą hydrofitów

Systemy hydrofitowe wykorzystuje się w postaci: oczyszczalni hydrofitowych – wykorzystanie roślinności do usuwania zanieczyszczeń z wód i ścieków (usuwanie ze źródeł punktowych), stref buforowych – wykorzystywanie roślinności do usuwania zanieczyszczeń ze źródeł obszarowych, specjalnie stworzonych i wdrożonych systemów, które mają na celu odwodnienie i stabilizację osadów dennych [Obarska-Pempkowiak 2005]

Metoda hydrofitowego oczyszczania wód polega na procesach biologicznych zachodzących z udziałem mikroorganizmów heterotroficznych i roślinności wodnej i wodnoblotej. Całość usytuowana jest w odpowiednich obiektach – filtrach gruntowych, stawach, basenach. Tworzące się specyficzne warunki wpływają korzystnie na wzrost i rozwój hydrofitów, a co za tym idzie następuje intensyfikacja procesów utleniania i redukcji. Te procesy wspomagane przez sorpcję, sedymentację i asymilację umożliwiają usuwanie zanieczyszczeń [Obarska-Pempkowiak, 2010].

Makrofity posiadają bogaty, dobrze rozwinięty, rozprzestrzeniający się w wielu kierunkach w podłożu system kłączy i korzeni. Poprzez to rośliny te korzystnie wpływają na równomierne przesączanie się ścieków czy wód zanieczyszczonych. Cylindryczne przestrzenie i kanaliki powstałe w wyniku rozkładu martwych korzeni i kłączy wpływają korzystnie na złożę zwiększając i stabilizując jego przewodność hydrauliczną. Powstałe siedlisko posiada doskonałe warunki do rozwoju dużych ilości mikroorganizmów, które biorą aktywny udział w oczyszczaniu wód [Obarska-Pempkowiak, 2005].

W Polsce najczęściej buduje się baseny ziemno-wodne wypełnione odpowiednim kruszywem i obsadzone roślinnością wodną.

Makrofity najczęściej wykorzystywane w oczyszczalniach hydrofitowych

W oczyszczalniach hydrofitowych najczęściej wykorzystywane są rośliny zakorzenione w dnie, których pędy zarówno generatywne jak i wegetatywne wznoszą się ponad zwierciadło

wody. Spotykane są również oczyszczalnie z hydrofitami wolno pływającymi.

Gatunki wykorzystywane w oczyszczalniach hydrofitowych charakteryzują się szybkim i sprawnym pobieraniem zasobów, zdolnością do kumulowania dużych ilości pierwiastków w swoich tkankach, powolnym wzrostem (najintensywniejsze pobieranie pierwiastków następuje w fazie wzrostu), zdolnością zatrzymywania zawieszin, wzbogacaniem osadu dennego i wody w tlen, łatwością w usuwaniu po zastosowaniu w oczyszczalniach, wysoką zawartością białka w tkankach (możliwością wykorzystania jako paszy dla zwierząt), brakiem naturalnych szkodników eliminujących je z oczyszczalni [Czuchra 1997, Ozimek 1991, Helman 1998, Szmeja 2006, Szoszkiewicz i in. 2010, Obarska-Pempkowiak 2010].

Należą do nich:

- Pałka szerokolistna (*Typha latifolia*) – Pałka najczęściej rośnie w strefie brzegowej zbiorników wodnych do głębokości 1,5 metra. Można ją także spotkać w innych ekosystemach o charakterze podmokłym np. torfowiskach. Rozwija się w wodach eutroficznych, czasami tworząc zwarte jednogatunkowe szuwary.
- Trzcina pospolita (*Phragmites australis*) – pospolita bylina, kosmopolityczna. Najczęściej występuje nad brzegami wód stojących bądź wolno płynących. Występuje na brzegu zbiornika bądź jest zanurzona około 1 metra. Bardzo licznie rozwija się nad zbiornikami eutroficznymi i wolno płynącymi rzekami. Często tworzy duże jednogatunkowe skupienia. Licznie występuje także na bagnach zalewiskach starorzeczach, sadzawkach i dołach potorfowych. Dobrze rozwija się na podłożach piaszczysto-żwirowych, glebach torfowych oraz gytiach i mułach. W warunkach oligotrofii i silnego zakwaszenia nie rozwija się.
- Tatarak zwyczajny (*Acorus calamus*) – występuje w wodach stojących i wolno płynących eutroficznych i płytkich o podłożu piaszczystym i piaszczysto-mulistym.
- Oczeret jeziorny (*Schoenoplectus lacustris*) – występuje w wodach stojących i wolno płynących do głębokości 2 metrów mezo – i eutroficznych. Zwykle tworzy zwarte jednogatunkowe zbiorowiska.
- Manna mielec (*Glyceria aquatica*) – pospolita w całym kraju roślina, występuje nad brzegami wód płynących stojących, a także w rowach, dołach potorfowych, torfowiskach

niskich i mokrych łąkach. Często tworzy duże jednogatunkowe skupienia.

- Jeżogłówka gałęzista (*Sparganium ramosum*) – występuje w wodach stojących bądź wolno płynących, głównie eutroficznych w skupieniach lub pojedynczo.
- Rzęsa drobna (*Lemna minor*) – pospolita w całym kraju roślina pływająca po powierzchni wody. Jej największe skupiska obserwuje się w zbiornikach mezo – i eutroficznych o odczynie alkalicznym lub obojętnym. Bardzo dobrze znosi zanieczyszczenia ściekami i zacienienie.

Zdolności makrofitów do usuwania zanieczyszczeń

Makrofity wykorzystywane są w procesach oczyszczania wód i ścieków ze względu na swoje zdolność wbudowywania w tkanki pierwiastków biogennych i metali ciężkich.

Ilości biogenów jaką mogą pobrać i wbudować w swoją masę rośliny, zależy głównie od gatunku, tempa wzrostu, zakresu tolerancji ekologicznej, oraz od ich ogólnej kondycji. Ważne są również czynniki abiotyczne takie jak: temperatura, stężenie poszczególnych jonów, odczyn (pH), oddziaływania pomiędzy pierwiastkami, a także czynniki biotyczne: konkurencja, patogeny, roślinożercy [Obarska-Pempkowiak, 2010].

Największe ilości azotu wbudowuje w swe tkanki manna mielec, fosforu i potasu tatarak zwyczajny, sodu pałka szerokolistna. Najmniejsze ilości azotu wbudowuje w swe tkanki oczeret jeziorny, fosforu, potasu i sodu trzcina pospolita. Istniejące różnice w pobieraniu biogenów występują zarówno pomiędzy różnymi gatunkami (tab. 3) jak, również między poszczególnymi częściami danej rośliny [Ozimek i Renmann 1996].

Kumulacja pierwiastków w roślinach nie następuje w sposób ciągły. Okres zatrzymania skumulowanych pierwiastków w roślinie uzależniony jest od jej cyklu fenologicznego oraz oddziałujących na niego czynników abiotycznych i biotycznych. Makrofity mają zdolność do przyżyciowego wydzielania różnych związków lecz w bardzo małych ilościach. Największe ilości pierwiastków biogennych makrofity kumulują podczas rozpoczęcia okresu wegetacji. Pod jego koniec i po jego zakończeniu rośliny oddają główny ładunek biogenów do środowiska. Najdłuższy okres wegetacji w strefie klimatycznej Polski charakteryzuje pałkę szerokolistną i trzci-

Tabela 3. Maksymalna zawartość azotu, fosforu i potasu w nadziemnych i podziemnych częściach pięciu gatunków makrofitów wynurzonych [Ozimek i Renman, 1996].

Gatunek	Maksymalna zawartość (g·m ⁻²)					
	azot (N)		fosfor (P)		potas (K)	
	części nadziemne	części podziemne	części nadziemne	części podziemne	części nadziemne	części podziemne
Trzcina pospolita (<i>Phragmites australis</i>)	6,6	2,8	0,3	0,3	3,6	3,1
Pałka Szerokolistna (<i>Typha latifolia</i>)	4,4	2,9	0,8	1,0	2,7	5,3
Tatarak zwyczajny (<i>Acorus calamus</i>)	3,6	1,3	1,0	0,6	6,6	2,9
Manna mielec (<i>Glyceria maxima</i>)	11,4	7,0	1,8	1,6	9,6	9,3
Oczeret jeziorny (<i>Schoenoplectus lacustris</i>)	4,1	4,8	0,9	1,0	7,1	-

nę pospolitą, a także mannę mielec i tatarak zwyczajny, przy czym jego długość jest modyfikowana czynnikami klimatycznymi więc może różnie przebiegać w poszczególnych latach [Obarska-Pempkowiak, 2010].

Makrofity mają również zdolność do aktywnego (selektywnego) pobierania metali ciężkich. Najczęściej najaktywniej pobieranymi metalami ciężkimi są te, które są niezbędne do rozwoju danej rośliny (np. miedź i cynk). Inne czynniki warunkujące ich pobieranie to postać w jakiej występują w środowisku (stopień utlenienia rodzaju związku chemicznego w którym występują), rodzaju metalu, który może wykazywać właściwości synergistyczne (nasilające pobieranie innych) i antagonistyczne (hamujące pobieranie innych metali). Przykładem jest miedź, której zwiększona ilość w tkankach roślin zmniejsza zawartość żelaza i manganu, czynniki środowiskowe (m. in. od zawartości zawiesiny mineralnej i organicznej w wodzie i osadach dennych, temperatury środowiska i wartości pH), cyklu fenologicznego – gatunki wieloletnie kumulują większą ilość metali ciężkich niż jednoroczne [Ozimek i Renman, 1996; Ozimek 1998, Obarska-Pempkowiak 2010].

Podobnie jak biogenów również kumulacja metali ciężkich jest różna w poszczególnych częściach danej rośliny. Wpływ na to mają cechy jakimi charakteryzuje się dana roślina oraz specyficzne funkcje niektórych metali. Rozmieszczenie metali w poszczególnych częściach rośliny zależy od ich pochodzenia i organu przy pomocy, którego zostały pobrane ze środowiska. Akumulacja metalu w danym organie to wypadkowa jego pobrania i transportu poza organ. Przemieszczanie się metalu zależy od procesów metabolicznych rośliny oraz od jego ruchliwo-

ści i postaci. Przykładem może być ołów, który pobierany jest w sposób bierny i kumulowany w tym organie, który go pobierał.

Powrót metali ciężkich z roślin do środowiska może być spowodowany wymywaniem przez deszcz z liści żywych roślin, a także rozkładem obumarłych makrofitów [Obarska-Pempkowiak, 2010].

Wykorzystanie hydrofitów w różnych typach oczyszczalni hydrofitowych

Tworzenie roślinnych oczyszczalni ścieków zalicza się do rozwiązań naturalnych lub pół-naturalnych. Rozumiane jest jako działalność człowieka mająca na celu budowanie urządzeń, w których oczyszczanie ścieków warunkowane jest przez rośliny. Za pionierkę w dziedzinie wykorzystywania roślin do oczyszczania wód i ścieków uważa się Kaüthe Seidel [Roman, 1995].

W literaturze oprócz określenia oczyszczalni hydrofitowe, można spotkać np: oczyszczalnie hydrobotaniczne, bagienne, korzeniowe, grunto-roślinne, glebowo-trzcinowe, oczyszczalnie z trzcina, z wierzbą, złoża makrofitowe, złoża roślinne, stawy hydroponiczne itp. Dzieje się tak, gdyż nazewnictwo dotyczące roślinnych oczyszczalni ścieków w Polsce jak i w innych krajach dopiero zaczyna się kształtować. Brak jest również ustalonej jednolitej systematyki roślin wykorzystywanych w tego typu oczyszczalniach [Roman, 1995]. Aby oczyszczalnia hydrofitowa dobrze funkcjonowała konieczne jest odpowiednie jej zaprojektowanie i wykonanie, które zapewni dobre warunki hydrauliczne dla przepływu zanieczyszczeń. Helman [1998] podaje następujące metody rozwiązań:

- według wytycznych europejskich opracowanych przez Coopera [1990] oraz Birkedala i in. [1993] – rozwiązanie to oparte jest na złożu wypełnionym żwirem lub piaskiem grubo – lub średnioziarnistym.
- według licencji Kickutha – rozwiązanie oparte na złożu wypełnionym materiałem o drobniejszym uziarnieniu niż w wytycznych europejskich. W tym systemie kłącza i korzenie roślin makrofitowych mają większe znaczenie, niż błona biologiczna.
- inne według pomysłów własnych.

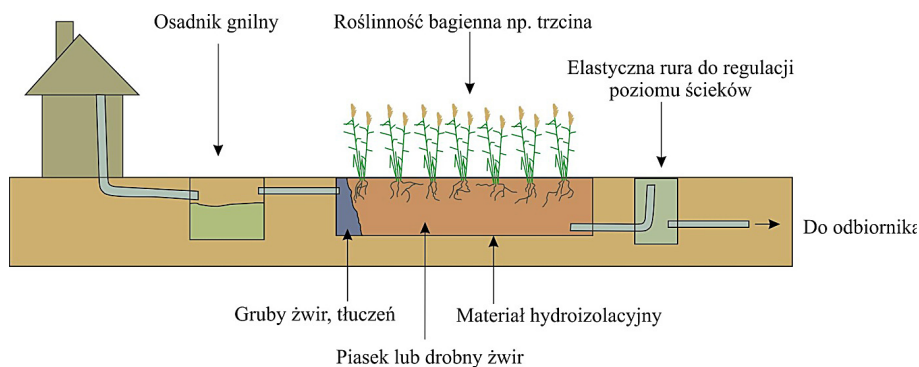
Obecnie tego typu oczyszczalnie projektowane są zgodnie z logiką procesów technologicznych jakie zachodzą przy oczyszczaniu ścieków, a mianowicie mineralizacja zanieczyszczeń organicznych, nityfikacja i denityfikacja związków azotowych, sorpcja i wiązanie chemiczne innych zanieczyszczeń. Dodatkowo wykorzystuje się wiedzę na temat właściwości geotechnicznych kruszywa używanego do tworzenia złożów, czy dokonuje się obliczeń hydraulicznych. Wykonanie tego typu oczyszczalni wymaga wnikliwego nadzoru, realizacji uwag projektanta, oraz bardzo dużej dokładności i staranności przy wykonaniu uszczelnienia dennego i formowaniu wypełnienia złoża [Helman, 1998].

W oczyszczalniach konwencjonalnych jak i przydomowych makrofity wykorzystywane są dopiero po pierwszym stopniu oczyszczania – mechanicznym bądź biologicznym. Zanieczyszczenia pochodzące z gospodarstwa domowego trafiają do osadnika gnilnego (I etap oczyszczania), a dopiero z niego odprowadzane są do basenu ze złożem porośniętym roślinnością wodną (rys. 5).

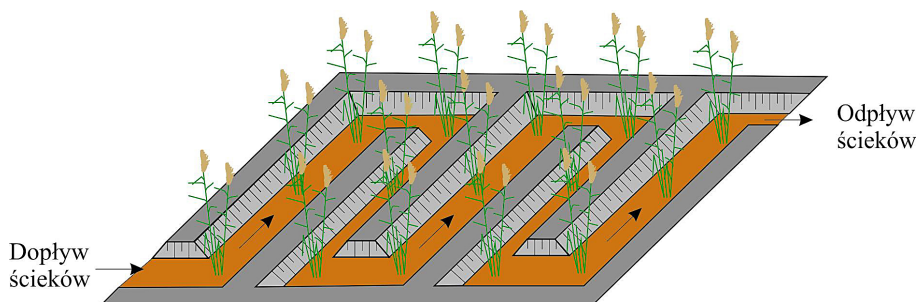
Systemy hydrofitowe można budować w postaci: kwater pojedynczej, kwater równoległych, serii kwater podłużnych lub serpentyńowych, kombinacji kwater hydrofitowych i stawów Steiner i Freeman [1991].

Bardzo szeroko zagadnieniem oczyszczalni hydrofitowych zajmuje się Obarska-Pempkowiak [2010] analizując w swoich pracach różne rodzaje budownictwa:

- FWS lub SF (ang. free water surface lub surface flow) (rys. 6) – oczyszczalnie z powierzchniowym systemem przepływu wody. Oczyszczalnie tego typu charakteryzują się:
 - poziomem wody utrzymywanym ponad powierzchnią gruntu
 - roślinami wynurzonymi nad powierzchnię wody
 - przepływem odbywającym się ponad mułem dennym – warstwa o miąższości do 30 cm.



Rys. 5. Przykład oczyszczalni hydrobotanicznej – filtr gruntowo – roślinny o przepływie poziomym [Grzybowski, 1994] – zmienione.



Rys. 6. System hydrofitowy z powierzchniowym przepływem ścieków (FWS) [Obarska-Pempkowiak, 2010] – zmienione.

- zalecanym spadkiem dna $\geq 0,5\%$

W tego typu oczyszczalniach odpływ ścieków następuje poprzez: rów wypełniony tłuczniem kamiennym oraz urządzenie regulujące stopień zanurzenia złoża oraz regulujące odpływ.

- VSB lub SSF (ang. vegetated submerged beds lub subsurface flow systems) (rys.7) – oczyszczalnie z podpowierzchniowym systemem przepływu wody. Oczyszczalnie tego typu charakteryzują się:
 - poziomem wody utrzymywanym poniżej powierzchni terenu
 - przepływ odbywa się przez złoża: żwir, piasek, lub inny grunt charakteryzujący się dużym współczynnikiem przewodności hydraulicznej
 - głębokością złoża od 0,6 do 1,2 m – zależna od rodzaju stosowanych roślin oraz kierunku przepływu
 - złożem zbudowanym z warstwy gruntu – usytuowane na nieprzepuszczalnym podłożu lub folii.
 - spadkiem dna 1 – 3%
 - nachyleniem dna złoża 2%

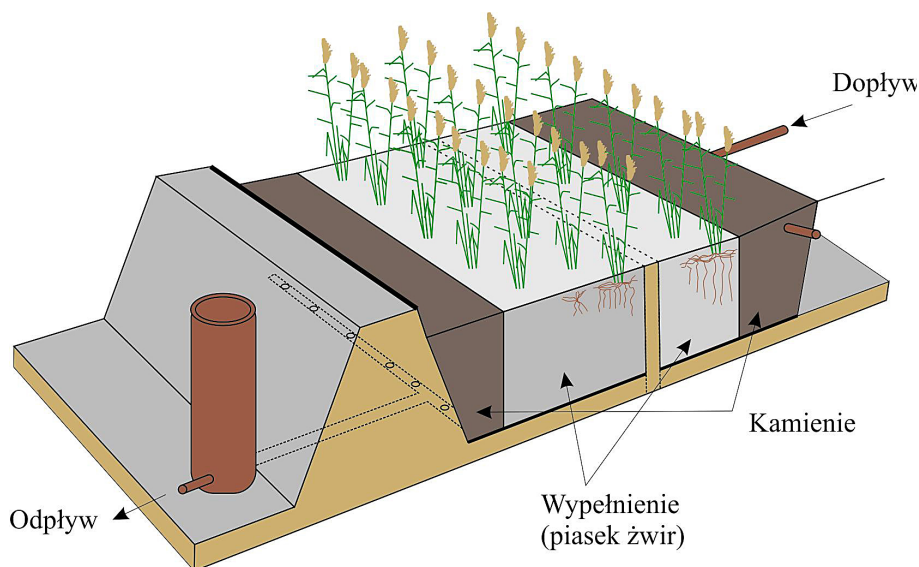
Obiekty tego typu mogą być budowane w postaci złóż z przepływem poziomym (HF – CW ang. horizontal flow constructed wetland) lub przepływem pionowym (VF – CW ang. vertical flow constructed wetland) [Obarska-Pempkowiak, 2005]. Złoża VF – CW mają znacznie mniejszą powierzchnię niż HF – CW. Zarówno

złoża z przepływem poziomym jak i złoża z przepływem pionowym to obiekty ziemne. Mają postać szczelnego basenu z wypełnieniem filtracyjnym złożonym z kilku warstw. W przeciągu ostatnich 20 lat rośnie zainteresowanie obiektami VF – CW gdyż mają one większą zdolność transportu tlenu i są mniejsze niż systemy HF – CW, jeśli pracują w II stopniu oczyszczania (rys. 7) [Obarska-Pempkowiak, 2010].

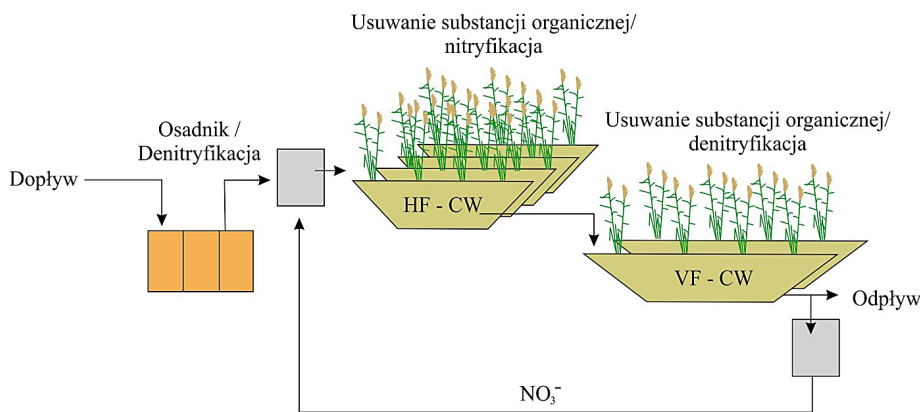
Oba typy oczyszczalni zarówno FWS jak i VSB zasilane są ściekami lub wodami zanieczyszczonymi w sposób ciągły. Rośliny mają na celu utrzymanie odpowiedniej przewodności hydraulicznej, zwiększenie powierzchni sorpcji i błony biologicznej, a także na stymulowaniu dwóch procesów: nityfikacji i denityfikacji [Obarska-Pempkowiak, 2010].

Istotne znaczenie szczególnie w usuwaniu biogenów mają systemy hybrydowe. Powstają w wyniku połączenia złóż z pionowym przepływem ścieków oraz złóż z poziomym przepływem ścieków. Takie rozwiązanie pozwala połączyć zalety obu systemów [Obarska-Pepkowiak, 2010]. Dzięki temu uzyskuje się mniejsze stężenie substancji organicznej, całkowitą nityfikację i częściową denityfikację oraz powiązane z tym dużo mniejsze stężenie azotu ogólnego [Cooper i in., 1998].

Wyróżnia się dwa rodzaje systemów hybrydowych zależnie od tego, które złożo VF – CW czy HF – CW stanowi początek biologicznego oczyszczania. W obecnym czasie nie wiadomo, która z metod jest lepsza. Jest to zwią-



Rys. 7. System hydrofitowy z podpowierzchniowym poziomym przepływem ścieków [Obarska-Pempkowiak, 2010] – zmienione.



Rys. 8. Schemat hybrydowego systemu ze złożem z poziomym przepływem ścieków (HF – CW) na początku układu oczyszczania [Obarska-Pempkowiak, 2010] – zmienione.

zane ze zbyt małą liczbą eksploatowanych obiektów (rys. 8) [Cooper i de Maeseneer, 1996].

Powyższa rycina przedstawia konfigurację najczęściej stosowaną w Polsce. Zapoczątkowana została w 1996 roku przez Johansena i Brixę [Obarska-Pempkowiak, 2010].

Wykorzystanie makrofitów do tworzenia stref buforowych

Strefy buforowe stanowią nieskomplikowany technicznie sposób ochrony wód przed zanieczyszczeniami pochodzącymi z dróg, pastwisk, pól, wybiegów dla zwierząt itp. [Helman, 1998]. W literaturze mogą być określane mianem ekotonu czyli miejsca styku dwóch naturalnych sąsiadujących ze sobą ekosystemów. Ta strefa styku może mieć różny charakter od szerokiego łagodnego gradientowego po wąski wyostroszony skokowy [Chmielewski i in. 2005].

Pierwszy z wymienionych charakterów stref ekotonowych jest najbardziej korzystny i pożądanym. W krajobrazie hydrogenicznym zachodzą w nim bardzo ważne procesy tj. transformacja biogenów w biomasę roślin, a także ograniczenie recyrkulacji azotu i fosforu w ekosystemie. Ekoton tworzy siedlisko w którym niekorzystny spływ (powierzchniowy i podziemny) związków biogenych jest zatrzymywany, wchłaniany, adsorbowany abiotycznie, konsumowany lub biologicznie przekształcany przez rośliny i mikroorganizmy [Bis i in., 1997].

Jak podaje Krauze [2004] rośliny potrafią zatrzymać od 10% do 50% biogenów (największa ich ilość pochłaniana jest w okresie wzrostu) reszta wiązana jest fizycznie i chemicznie przez inne składowe danego ekosystemu (np. kumulacja w powierzchniowej warstwie gleby).

Zdolności pochłaniania biogenów przez strefy ekotonowe wahają się w dość dużym odstępie procentowym od 25% do 98%. Wynika to z faktu iż na efektywność tych stref ma wpływ wiele czynników: szerokość strefy, skład gatunkowy roślin, struktura gleby, nachylenie stoku, warunki hydrologiczne i meteorologiczne [Jorgensen i in., 2002].

Bardzo ważne w kształtowaniu strefy ekotonowej jest zastosowanie odpowiedniej roślinności. Przy doborze gatunków należy uwzględnić ich preferencje siedliskowe, odporność na zmienne warunki hydrologiczne, a także wielkość możliwej do uzyskania biomasy, w której skumulowane zostaną biogeny (tab. 4) [Izydorczyk i in, 2010].

Dodatkowo dobre wyniki uzyskuje się również przy stosowaniu wierzby, gdzie coroczne wycięcie 100 kg mokrej masy najmłodszych gałęzi może skutkować usunięciem 173,4 g fosforu [Izydorczyk i in, 2010]

Istotnym elementem przy tworzeniu strefy buforowej jest jej szerokość. Efektywnie dzia-

Tabela 4. Przykłady roślin stosowanych do tworzenia stref buforowych oraz ilości biogenów jakie rocznie można uzyskać przez ich skoszenie [Izydorczyk i in., 2010]

Gatunek	Ilość skumulowanego N kg/rok/ha	Ilość skumulowanego P kg/rok/ha
Trzcina (Phragmites)	225	40
Pałka wodna (Typha)	600 – 2600	75 – 403
Rzęsa (Lemna)	350 – 1200	116 – 450
Salwinia (Salvinia)	350 – 1700	92 – 450
Sit (Juncus)	800	110

łająca strefa ekotonowa powinna wynosić od 10 do 15 metrów szerokości. Głównymi czynnikami wpływającymi na dobór szerokości są: typ użytkowania gleby, tempo i intensywność erozji, nachylenie brzegów, wielkość drenowanego obszaru [Petersen i in., 1992].

Warunkiem zwiększenia skuteczności zatrzymywania zanieczyszczeń, w szczególności pierwiastków biogennych – azotu i fosforu, w strefie pobraża i w samym zbiorniku jest ukształtowanie naturalnego filtra biologicznego. Warunkiem prawidłowego działania filtra biologicznego (makrofitowego) jest właściwy dobór roślin do środowiska wodnego, uzależniony w dużej mierze od warunków siedliskowych.

Projekty wykorzystujące roślinność hydrofitową do oczyszczania wód.

Oprócz wykorzystania roślin w oczyszczalniach hydrofitowych, czy do tworzenia stref buforowych, w literaturze można spotkać opisy innych formy wykorzystania hydrofitów.

Jedną z nich jest tworzenie zakotwiczonych pływających po zanieczyszczonym zbiorniku wodnym wysp, porośniętych roślinnością wynurzającą. Głównym celem takiego założenia jest pobór substancji biogennych przez roślinność wodną porastającą pływającą wyspę. Z wody biogeny pobierane są przez wolno zwisające korzenie i kłaczka, które dodatkowo stanowią miejsce rozrodu i rozwoju zooplanktonu i ryb.

Części wegetatywne stanowią schronienie dla ptactwa. zapewniają, zacienienie pewnej powierzchni toni wodnej, co utrudnia rozwój fitoplanktonu. Ze względu na możliwość utrudnienia rozwoju roślinom zanurzonym zaleca się aby tego typu wyspy kotwiczone były w miejscach głębszych. Takie pływające wyspy zastosowano na zbiorniku Upper w Shustoke, gdzie łączna powierzchnia wysp wyniosła 490 m². Uzyskano wyraźne zmniejszenie stężeń fosforu i liczebności fitoplanktonu [Garbett 2003].

Pływające wyspy to rozwiązanie zastosowane również na Zalewie Zemborzyckim w Lublinie (rys. 9). Jak podaje firma Ekopan główne założenie oparte zostało na utworzeniu wydłużonych wysp wokół kąpieliska, które osłaniają jego wody przed zakwitem sinic.

Nie tylko roślinność hydrofitowa stosowana jest w celu poprawy jakości wód. Dodatkowo stosuje się także np. słomę jęczmienną. Jej rozkład powoduje uwalnianie substancji zwanych algistatykami, które ograniczają wzrost i rozwój glonów fitoplanktonowych oraz sinic. Takie rozwiązanie zastosowane zostało na jeziorach Jelonek i Winiary w Gnieźnie, gdzie na wyznaczonych obszarach rozlokowano baloty z tą rośliną [Urząd Miasta w Gnieźnie, 2011].

Oprócz sprawdzonych metod wykorzystania roślinności wodnej w oczyszczaniu wód, cały czas tworzone są kolejne. Jedną z form będącą w fazie badań, jest tworzenie lagun fitolitoralowych na Zalewie Zemborzyckim w Lublinie.



Rys. 9. Pływające wyspy z roślinnością wodną na Zalewie Zemborzyckim (lipiec, 2012) (fot. Cyprian Jaruga)

PIŚMIENNICTWO

1. Bartoszek L., 2007. Wydzielanie fosforu z osadów dennych. Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej. Budownictwo i Inżynieria Środowiska 240, 42: 5–20.
2. Bernatowicz S., Wolny P., 1974. Botanika dla limnologów rybaków. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
3. Bojanowska I., Bielicka A., Ganczarek P., Świerk K., „Azot i fosfor – substancje odżywcze czy toksyczne”, Konferencja Naukowa – Polska Chemia w Unii Europejskiej, Gdańsk’2004
4. Birkedal K., Brix H., Johansen N.H., 1993. Wastewater treatment in constructed wetlands. Designers manual. Danish – Polish Post – Graduate Course on “Low Technology Wastewater Treatment”. Gdańsk, Poland: Technical University of Gdańsk.
5. Bis B., Krauze K., Bednarek A., Zalewski M., 1997. Ekologiczne podstawy renaturyzacji rzek pod kontem redukcji transportu biopierwiastków do zbiorników zaporowych i wód przybrzeżnych. [w] Zalewski M., Wiśniewski R. J. (eds.) Zastosowanie biotechnologii ekosystemowych do poprawy jakości wód. Zeszyty Naukowe Komitetu „Człowiek i Środowisko” 18, 137–155.
6. Chmielewski T. J., Mieczan T., Tarkowska-Kukuruk M., Kolejko M., 2005. Problemy odwzorowania struktury przestrzennej i funkcjonowania krajobrazów hydrogenicnych. Lublin, 17, 19–33.
7. Cooper P.F., 1990. European design and operation guidelines for reed bed treatment systems. Prepared by EC/EWPCA Emergent Hydrophyte Treatment Systems Expert Contact Group. Swindon, UK: Water Research Centre.
8. Cooper P., de Maeseneer J. 1996. Hybrid systems – what is the best way to arrange the vertical and horizontal – flow stage? IAWQ Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control, 8–13.
9. Czuchra K., 1997. Hydrobotaniczne oczyszczalnie ścieków. Wydawnictwo Zielone Brygady, 22, Kraków.
10. Dymaczewski Z., Oleszkiewicz A. J., Sozański M. M., Lemański F. J., Bartoszewski K., 1997. Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych, Poznań, 59–69.
11. Gałczyński Ł. 2008. Eutrofizacja wód: problem cywilizacji. Gaz, Woda i Technika Sanitarna 12: 34–37.
12. Garbett, P., 2005. An investigation into the application of floating reed bed and barley straw techniques for the remediation of eutrophic waters. Water and Environment Journal, 19(3), 174–180.
13. Gołdyn R., Joniak T., Kowalczevska-Madura K., Kozak A. 2003. Trophic state of a lowland reservoir during 10 years after restoration. Hydrobiologia, 506–509: 759–765.
14. Gruca-Rokosz, R., Koszelnik, P., Tomaszek, J. A. 2011. Ocena stanu troficzego trzech nizinnych zbiorników zaporowych Polski. Inżynieria Ekologiczna, 196–205.
15. Grzybowski M., 1994. Przydomowa oczyszczalnia trzcinowa. Murator, 3, 86–89.
16. Helman M. 1998. Zastosowanie systemów hydrofitowych do porządkowania gospodarki wodno-ściekowej w gminie. Metody oczyszczania ścieków. Ogólnopolskie Towarzystwo Zagospodarowywania Odpadów „3R”, Kraków. Towarzystwo na Rzecz Ziemi, Andrychów
17. Izydorczyk K., Frątczak W., Drobniewska A., Badowska M., Zalewski M. 2010. Zastosowanie stref ekotonowych w ograniczaniu zanieczyszczeń obszarowych, Przegląd Komunalny, 10: 79–81.
18. Jezierska-Madziar, M., Pińskwar, P. 2008. Zagrożenia dla gospodarki rybackiej wynikające z postępującej eutrofizacji śródlądowych wód powierzchniowych. Użytkownik Rybacki-Nowa Rzeczywistość. PZW, Poznań, 70–77.
19. Jørgensen, S.E., Mioduszewski, W., Zdanowicz, A., Thornton, J.A., Bocian, J. 2002. Application of Phytotechnologies and Freshwater Ecosystem Management. P69–112. In Zalewski, M. (ed.) Guidelines for the Integrated management of the Watershed – Phytotechnology and Ecohydrology. UNEP Freshwater Management Series 5, 188.
20. Kajak Z., 1979. Eutrofizacja jezior. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
21. Kajak Z., 2001. Hydrobiologia i limnologia: ekosystemy wód śródlądowych. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
22. Kiryłuk, A., Rauba, M. 2011. Wpływ rolnictwa na stężenie fosforu ogólnego w wodach powierzchniowych zlewni rzeki Śliny. Inżynieria Ekologiczna, 122–132.
23. Kowalczevska-Madura K., 2003. Mass balance calculations of nitrogen and phosphorus for Swarzędzkie Lake. Limnological Review 3: 113–118.
24. Krauze K., 2004. Ecotones: How to diminish nutrient transport from landscapes [w:] Zalewski, Wagner (red.) Integrated Watershed Management – Ecohydrology & Phytotechnology Manual. UNESCO, 158–163
25. Kubiak, J., Tórz, A. 2005. Eutrofizacja. Podstawowe problemy ochrony wód jeziornych na Pomorzu Zachodnim. Słupskie Prace Biologiczne, 2, 17–36.
26. Lossow K. 1998. Ochrona i rekultywacja jezior – teoria i praktyka. Idee Ekolog. Ser. Szkice 13, 7: 55–71
27. Obarska-Pempkowiak H., 2005. Oczyszczalnie hydrofitowe w świetle przepisów UE. (mat. konferencyjne na temat: „Kompleksowe i szczegółowe

- problemy inżynierii środowiska”) Ustronie Morskie, 1–13.
28. Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E., 2010. Hydrofitowe oczyszczanie wód i ścieków. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa, 307.
 29. Ostrofsky M. L., 1978. Trophic changes in reservoirs; an hypothesis using phosphorus budget models. *Int. Revue ges. Hydrobiologie* 63: 481 – 499.
 30. Ozimek T., 1991. Makrofity jako filtry biologiczne w procesie oczyszczania ścieków. *Wiadomości Ekologiczne* 3: 271–281.
 31. Ozimek T., 1998. Rola makrofitów w krążeniu metali ciężkich w ekosystemach wodnych. *Wiadomości Ekologiczne* 34: 31–44.
 32. Ozimek T., Renman G., 1996. Rola helofitów w oczyszczalniach hydrobotanicznych (w mat. pokonferencyjne pt: II Międzynarodowa Konferencja Naukowo – Techniczna). Akademia Rolnicza w Poznaniu, Poznań, 109–118.
 33. Pełechaty M., Pronin E. 2015. Rola roślinności wodnej i szuwarowej w funkcjonowaniu jezior i ocenie stanu ich wód. *Stud Lim Tel.*, 9, 1, 25–34.
 34. Petersen R.C., Petersen L.B.M., Lacoursiere J., 1992. A bulding – bloc model for stream restoration [w] Boon P., Calow P., Petts G. E. (red.) *Water, Engineering and Landscape. Water Control and Landscape Transformation on the Modern Period*, Belhaven Press, London, 188–208
 35. Pieczyńska E., 1988. Rola makrofitów w kształtowaniu trofii jezior. *Wiadomości Ekologiczne* 34: 375–404.
 36. PROTE – Fos. 2011. Technologie dla środowiska. Kompleksowa rekultywacja jezior. Skuteczny sposób na przywrócenie stanu czystej wody w jeziorach. Poznań 16.
 37. Roman M., 1995. Roślinne oczyszczalnie ścieków. Wyd. MOŚNiL, Departament Gospodarki Wodnej. Warszawa.
 38. Rybicki A.S., 1991. Ochrona zbiorników zaporowych przed zanieczyszczeniem. *Ochrona środowiska* 1, 42.
 39. Solis M., Chmielewski T., Sender J., Józefaciuk G., 2011. Ocena stanu ekologicznego Zbiornika Zemborzyckiego w Lublinie (mat. pokonferencyjne płyta CD). Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie.
 40. Soszka H., 2009. Problemy metodyczne związane z oceną stopnia eutrofizacji jezior na potrzeby wyznaczania stref wrażliwych na azotany. *Woda – Środowisko – Obszary Wiejskie*, 9: 151–159.
 41. Soszka H., 2010. Założenia projektu dotyczącego ograniczeń w korzystaniu z wód jezior i użytkowaniu ich zlewni, w: *Ochrona i rekultywacja jezior*. R. Wiśniewski (red.). Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych Oddział w Toruniu, Toruń, 115–127.
 42. Stańczykowska A., 1997. *Ekologia naszych wód*. Wydawnictwo Szkolne i Pedagogiczne, Warszawa.
 43. Starmach K. Wróbel S., Pasterniak K., 1976. *Hydrobiologia: limnologia*. Polskie Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
 44. Steiner G.R., Freeman R.J., 1991. Configuration and substrate design considerations for constructed wetlands wastewater treatment. W: *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Chelsea, Michigan, Lewis Publishers, 363–377.
 45. Straskraba M. Tundisi J.G., Ducan A., 1993. State-of-the-art of reservoir limnology and water quality management. *Developments in Hydrobiology* 77: 213–218.
 46. Straskraba M., Tundisi G., 1999. In – Lake ecotechnological management. (in) *Guidelines of Lake Management*. 9: 135–147.
 47. Szejma J. 2006. Przewodnik do badań roślinności wodnej. Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk, 412.
 48. Szoszkiewicz K., Jusik S., Załoga T., 2010. Klucz do oznaczania makrofitów dla potrzeb oceny stanu ekologicznego wód powierzchniowych. *Biblioteka Monitoringu Środowiska*, Warszawa, 138.
 49. Śliwka M., 2007. Zastosowanie stymulacji laserowej wybranych gatunków hydrofitów do zwiększenia ich zdolności bioremediacyjnych. Rozprawa doktorska, Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie (maszynopis),
 50. Traczewska T.M., 2012, Problemy ekologiczne zbiorników retencyjnych w aspekcie ich wielofunkcyjności, Europejskie sympozjum Współczesne problemy ochrony przeciwpowodziowej, Politechnika Wrocławska, Instytut Inżynierii Środowisk
 51. Urząd Miasta w Gnieźnie, 2011. Rekultywacja Jezior Jelonek i Winiary w Gnieźnie metodą inaktywacji fosforu w osadach dennych. Referat Ochrony Środowiska Urzędu Miejskiego w Gnieźnie strony: 3–6.
 52. Ustawa „Prawo Wodne” z dnia 18 lipca 2001 r. *Dziennik Ustaw* 2005 nr 239 poz. 2019 tekst ujednolicony z późniejszymi zmianami.