

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA

V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

Katedra environmentálního inženýrství a ochrany prostředí



**VYUŽITÍ METOD MATEMATICKÉHO
MODELOVÁNÍ PŘI OCEŇOVÁNÍ ÚČINNOSTI
UMĚLÝCH MOKŘADŮ**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Bc. Jiří Bednář

Vedoucí práce: Doc. RNDr. Ing. Ivan Landa, DrSc.

PRAHA

2010

Prohlášení

Tímto prohlašuji, že jsem práci na téma „Využití metod matematického modelování při oceňování účinnosti umělých mokřadů“ vypracoval samostatně pod vedením Doc. RNDr. Ing. Ivana Landy, DrSc. a veškerou použitou literaturu jsem uvedl v seznamu literatury.

V Praze, 30. 4. 2010

.....

Jiří Bednář

Poděkování

Předem své práce bych chtěl poděkovat zejména Doc. RNDr. Ing. Ivanu Landovi, DrSc. za odborné vedení, poskytnutí podkladových materiálů a za cenné rady. Dále bych rád poděkoval rodině za podporu, a to nejen během psaní této práce, ale během celého studia.

Abstrakt

Využívání umělých mokřadů (vegetačních kořenových čistíren) pro čištění odpadních vod zaznamenává v poslední době ve světě, ale i ve státech EU a u nás, obrovský rozmach. Rostou však také požadavky na kvalitu vody vypouštěné do recipientů. Proto je nutné takové navrhování umělých mokřadů, které umožní jejich efektivní aplikaci v praxi. Kromě využívání experimentálních mokřadů přímo v terénu nebo fyzikálních (např. laboratorních) modelů se dnes nabízí i využití jejich matematického modelování pomocí dostupných počítačových programů. Jedním z nich je program Processing Modflow, původně navržený pro modelování proudění podzemní vody a šíření znečištění ze skládky odpadů v Německu. Na příkladu typového mokřadu je testována využitelnost tohoto programu právě pro zjišťování účinnosti umělých mokřadů. Práce se zabývá prouděním vody v tělese mokřadu i odstraňováním znečišťujících látek z protékající odpadní vody. Jsou zde shrnuty dosavadní poznatky o umělých mokřadech využitelné pro jejich modelování, výhody a nevýhody programu, které byly během modelování pozorovány (např. vliv vegetace), a je zde uveden příklad postupu při vytváření modelu.

Klíčová slova: modelování, mokřad, kořenové čistírny, čištění, odpadní voda

Abstract

Recently, the utilization of the constructed wetlands (the clearing plants on the basis of vegetation roots) for purification of waste water is scoring a giant boom in the world, but also in the states of the EU as well as in our country. But there is a growth of demands for the quality of the water which is let into recipients, too. Consequently, it is necessary to project the constructed wetlands of the kind that they can be applied in practice effectively.

Today, in addition to the utilization of experimental wetlands in the very field in open air, or the utilization of physical (e.g. laboratory models), there is a possibility of utilizing the mathematical simulating of the wetlands by means of procurable computer programs. One of them is the Processing Modflow program, which has been primarily projected for the simulation of both seepage flow and spreading of the impurities from a dump in Germany. On the basis of an example of a standard wetland, the utilizability of this program is tested, namely just for establishing the efficiency of the constructed wetlands.

This paper deals with the water flow within the framework of the swamp body as well as with the removal of the pollutants from the waste water which passes through the swamp. The paper also summarizes the hitherto knowledge of the constructed wetlands which is utilizable for simulating these swamps; it sums up the advantages and drawbacks of the mentioned program which have been noticed during the simulation (e.g. influence of vegetation); and this paper includes an example of the procedure as to creating a simulation.

Key words: modelling, wetland, root zone system, treating, waste water

Obsah

1	Úvod.....	10
2	Cíle práce	11
3	Typy umělých mokřadů	12
3.1	Umělé mokřady s volnou vodní hladinou	13
3.2	Umělé mokřady s podpovrchovým prouděním.....	14
3.2.1	Mokřady s horizontálním prouděním.....	14
3.2.2	Mokřady s vertikálním prouděním.....	16
3.2.3	Hybridní systémy	17
4	Vegetace umělých mokřadů.....	19
4.1	Úloha vegetace	19
4.2	Využívané rostliny	20
4.2.1	Rostliny volně plovoucí	20
4.2.2	Rostliny s plovoucími listy	20
4.2.3	Rostliny submerzní	21
4.2.4	Rostliny emerzní	21
5	Odstraňování jednotlivých složek znečištění.....	22
5.1	Organické znečištění	22
5.2	Suspendované pevné látky	23
5.3	Dusík	24
5.3.1	Těkání amoniaku	25
5.3.2	Mineralizace	25
5.3.3	Nitrifikace	26
5.3.4	Denitrifikace.....	27
5.3.5	Fixace	28
5.3.6	Vázání rostlinami a asimilace	29
5.3.7	Adsorpce amoniaku.....	30
5.3.8	Ukládání organického dusíku.....	30
5.4	Fosfor	31
5.4.1	Adsorpce půdními částicemi a srážení.....	32
5.4.2	Mikrobiální vázání	33
5.4.3	Vázání rostlinami	33
5.5	Těžké kovy	34

5.5.1	Adsorpce a kationtová výměna	34
5.5.2	Reakce zprostředkované mikroorganismy	34
5.5.3	Vázání na rostliny	35
5.5.4	Filtrace.....	35
5.6	Odstraňování bakteriálního znečištění	35
6	Rozdělení prognózních modelů.....	36
6.1	Fyzikální modely.....	36
6.1.1	Fyzikální modely měřítkové (scale models)	36
6.1.2	Fyzikální modely analogové	37
6.2	Matematické modely	37
6.2.1	Matematické modely stochastické	37
6.2.2	Matematické modely deterministické	37
6.2.3	Matematické modely smíšené	37
7	Matematické modelování mokřadů.....	38
7.1	Základní informace o programu PMWIN	39
7.2	Součásti programu.....	39
7.3	Postup při tvorbě modelu	41
8	Metodika modelování mokřadu	43
9	Výsledky	46
9.1	Prognózní výpočet aktivní oblasti.....	46
9.2	Modelování změn koncentrace kontaminantů	47
10	Diskuze.....	50
11	Závěr	52
12	Literatura	53
13	Seznam příloh.....	57

Seznam obrázků

Obr. 1: Klasifikace umělých mokřadů podle Vymazala (2003).....	12
Obr. 2: Umělý mokřad s volnou vodní hladinou (Vymazal, 2003a) (na polopropustném podloží).....	13
Obr. 3: Schema mokřadu s horizontálním prouděním (Vymazal, 2003a)	14
Obr. 4: Mokřad s vertikálním prouděním dolů (Vymazal, 2003a).....	16
Obr. 5: Mokřad s vertikálním prouděním nahoru (Vymazal, 2003a).....	17
Obr. 6: Hybridní systém podle Brixe (1998).....	18
Obr. 7: Hybridní systém podle Brixe (1998).....	18
Obr. 8: Model kořenové čistírny (Prokešová, 2006).....	36
Obr. 9: Schéma modelu mokřadu.....	38
Obr. 10: Prostorová diskretizace výpočetní sítě.....	41
Obr. 11: Nastavení geometrie modelu a vlastností vrstev.....	42
Obr. 12: Prostup znečištění při homogenní výplni mokřadu (vlevo) a při zařazení distribuční vrstvy. Šipka naznačuje směr proudění.	46
Obr. 13: Vývoj koncentrací znečištění během průchodu jednotlivými vrstvami.....	47
Obr. 14: Mapy izolinií koncentrací v jednotlivých vrstvách (PMWIN)	48
Obr. 15: Změna koncentrace kontaminantu (Surfer).....	49
Obr. 16: Izolinie koncentrací v 1. a 5. vrstvě modelu	50

1 Úvod

Využívání mokřadů pro zlepšování kvality vody má dlouhou tradici. Při čištění odpadních vod se podílejí v podstatě od doby, kdy člověk začal ovlivňovat kvalitu vod, a hlavně pak, když začal odpadní vody vypouštět do životního prostředí.

Odpadní vody byly nejprve vypouštěny do terénních depresí, kde se buď mokřady již vyskytovaly, nebo kde díky přísunu těchto vod velmi rychle vznikaly. Lidé se procesy probíhajícími v mokřadech inspirovali a postupně byly budovány první umělé mokřady, označované také jako vegetační (kořenové) čistírny odpadních vod.

Hammer (1992) definoval umělý mokřad (constructed wetland) jako mokřad úmyslně vytvořený na nemokřadní ploše z důvodu nakládání s odpadními nebo srážkovými vodami. Oddělil tak tento termín od pojmu created wetland (uměle vytvořený mokřad), který označuje mokřad vytvořený pouze za účelem nahrazení přírodního stanoviště. Termín umělý mokřad je tedy poměrně nový, na rozdíl od celého konceptu tohoto způsobu nakládání s odpadními vodami.

Začátek moderního výzkumu této problematiky můžeme datovat do 50. let 20. století, kdy v roce 1953 dr. Käthe Seidel publikovala zprávu o snížení množství živin a znečištění vnitrozemních vod do té míry, aby byly znovu využitelné (Brix, 1994). Pro tento účel navrhla využití *Schoenoplectus lacustris*. U tohoto druhu pozorovala schopnost odstranit z kontaminovaných vod velké množství organického i anorganického znečištění. Práce dr. Seidel dala podnět dalším institucím v Německu ke studiu mokřadů jako možnosti nakládání s odpadními vodami. Např. dr. Kickuth z Göttingenské univerzity vyvinul koncept metody kořenových zón (Kickuth, 1981). Design této metody v zásadě sestával z obdélníkového lože osázeného rákosem obecným (*Phragmites australis*) na jílovitých půdách obohacených o vápník a železo pro zvýšení srážecí kapacity pro fosfor. Voda protékala horizontálně přes rhizosféru, během čehož byla rozkládána organická hmota, docházelo k nitrifikaci a následné denitrifikaci dusíku a fosfor byl akumulován v půdě následkem srážení. Hlavním nedostatkem tohoto konceptu byla nízká propustnost půd, čímž docházelo k přetékání většiny vody po povrchu (Brix, 1994).

Na rozdíl od výzkumů prováděných v Evropě (zejména v Německu a Holandsku) se ve Spojených státech výzkum ubíral jiným směrem.

Většina počátečních prací byla věnována použití přírodních mokřadů pro nakládání s odpadními vodami. Brzy se však ukázalo, že aplikace odpadních vod do přírodních systémů vede k podstatným změnám v druhovém složení a funkci mokřadů a tím pádem i ke změně jejich celkové hodnoty. Jak uvádí Reed et Bastian (1985), v umělých mokřadech je mnohem větší potenciál, vzhledem k možnosti kontroly čistících procesů a nezasahování do přirozených ekosystémů.

V současné době se výzkumné práce zaměřují na následující směry (upraveno, Haberl, 2003) tj. na:

- rozšíření možnosti využití umělých mokřadů na čištění širšího okruhu odpadních vod, např. vod důlních, vod obsahující farmaceutika, hormonální látky atp.
- zvýšení možného zatížení více znečištěnými odpadními vodami
- aplikace hybridních systémů
- zvýšení vědomostí o detailech procesů probíhajících v umělých mokřadech

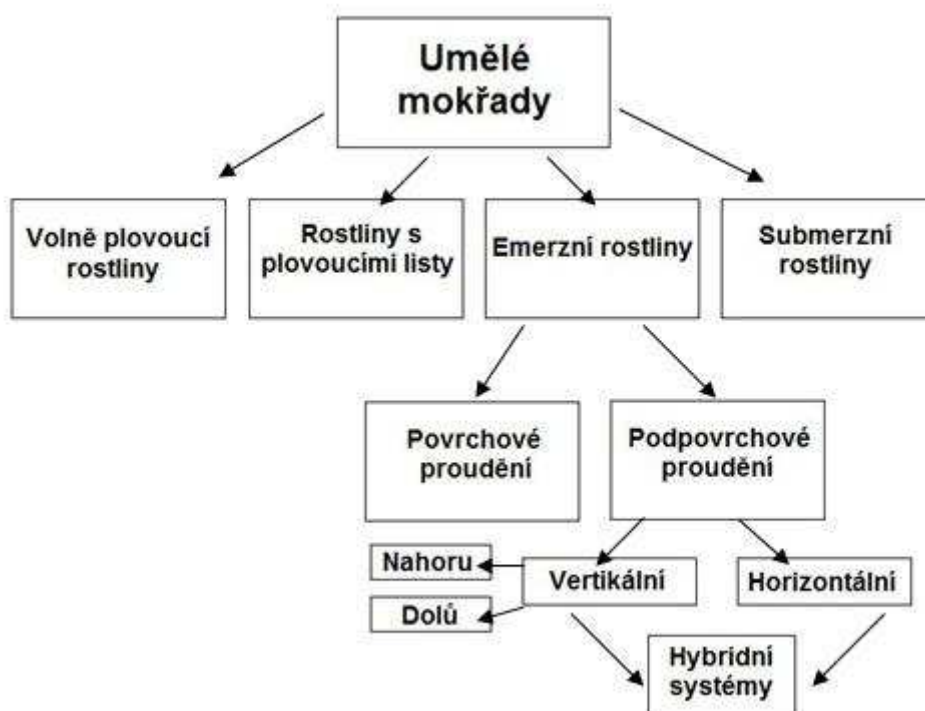
Klasické využití umělých mokřadů bylo zaměřeno hlavně na čištění komunálních odpadních vod. Postupem času se však stávaly běžnými při nakládání s odpadními vodami vznikajícími v průmyslu a zemědělství (Haberl, 2003). V ČR se mokřady jako formy kořenových čistíren používají od konce 80. let, přičemž největší rozvoj daný novými poznatky o jejich účinnosti v průběhu klimatických změn, se projevuje hlavně po roce 2000.

2 Cíle práce

Cílem práce je formou literární rešerše shrnout hlavní poznatky o umělých mokřadech, se zaměřením na jejich konstrukčním provedení, procesy v nich probíhající během čištění odpadních vod a funkci, kterou při těchto procesech zastává vegetace. Na základě těchto poznatků potom vytvořit pomocí programu Processing Modflow (PMWIN) model umělého mokřadu a zjistit využitelnost tohoto produktu pro modelování účinnosti umělých mokřadů při odstraňování znečištění z odpadních vod. Předpokladem je ovládnutí jednotlivých funkcí tohoto programu.

3 Typy umělých mokřadů

Základní klasifikace umělých mokřadů je založena na typu makrofyt v mokřadu rostoucích, další potom na režimu proudění vody v mokřadu. Různé typy umělých mokřadů je možné kombinovat navzájem nebo s konvenčními způsoby nakládání s odpadními vodami s cílem využití specifických výhod různých systémů. Kvalita vytékající vody se logicky zlepšuje s rostoucí komplexností zařízení (Brix, 1993). Klasifikace umělých mokřadů podle Vymazala (2003a) je uvedena na obr. 1.



Obr. 1: Klasifikace umělých mokřadů podle Vymazala (2003)

Jak uvádí Vymazal (2003a), umělé mokřady můžeme rozdělit na základě typu vegetace v nich rostoucí a následně podle režimu proudění vody v mokřadu.

Typy vegetace mohou být následující:

- rostliny volně plovoucí (sem patří např. *Eichhoria crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Lemna spp.*, *Spirodela polyrhiza*, *Wolffia spp.*),
- rostliny s plovoucími listy (*Nymphaea spp.*, *Nuphar lutea spp.*, *Nelumbo nucifera*),

- rostliny submerzní (*Egeria densa*, *Elodea canadensis*, *Elodea nuttalli*, *Ceratophyllum demersum*),
- rostliny emerzní (*Typha spp.*, *Glyceria maxima*, *Phragmites australis*, *Cyperus papyrus*, *Alternanthera philoxeroides*, *Hydrocotyle umbellata*)

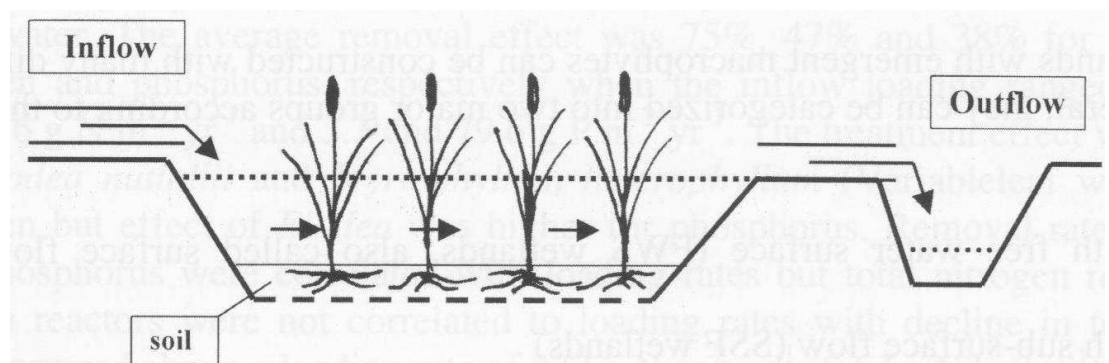
U mokřadů s emerzními rostlinami můžeme dále rozlišovat mokřady s povrchovým prouděním (s volnou vodní hladinou) a podpovrchovým prouděním.

3.1 Umělé mokřady s volnou vodní hladinou

Typický mokřad s volnou vodní hladinou je uzavřená mělká nádrž obsahující 20 – 30 cm půdy pro zakořenění. Hustá emerzní vegetace pokrývá podstatnou část hladiny, obvykle více než 50 %. Mělká voda, nízká průtoková rychlost a přítomnost rostlin zajišťuje kontakt odpadní vody s reaktivním biologickým povrchem (Reed et al., 1998).

Jeden z nestarších umělých mokřadů s volnou hladinou byl použit v Holandsku v 70. letech 20. století. V současné době jsou nejvíce využívány v USA. Z celkového množství umělých mokřadů je jich zde více než dvě třetiny s volnou vodní hladinou (Knight et al., 1993), jak však Knight et al. dále uvádějí, zhruba polovina z nich jsou mokřady přírodní využívané pro čištění různých typů odpadních vod (např. ze zemědělství). V Evropském pojetí by se tedy nejednalo o vegetační čistírny odpadních vod.

Typickými prvky umělých mokřadů s volnou vodní hladinou jsou aerační zóny, zejména blízko vodní hladiny, a anaerobní zóny v oblasti sedimentů. Ve vysoce zatěžovaných mokřadech se může anaerobní zóna posunout blíže k vodní hladině. Příklad umělého mokřadu s volnou vodní hladinou je znázorněn na obr. 2.



Obr. 2: Umělý mokřad s volnou vodní hladinou (Vymazal, 2003a) (na polopropustném podloží)

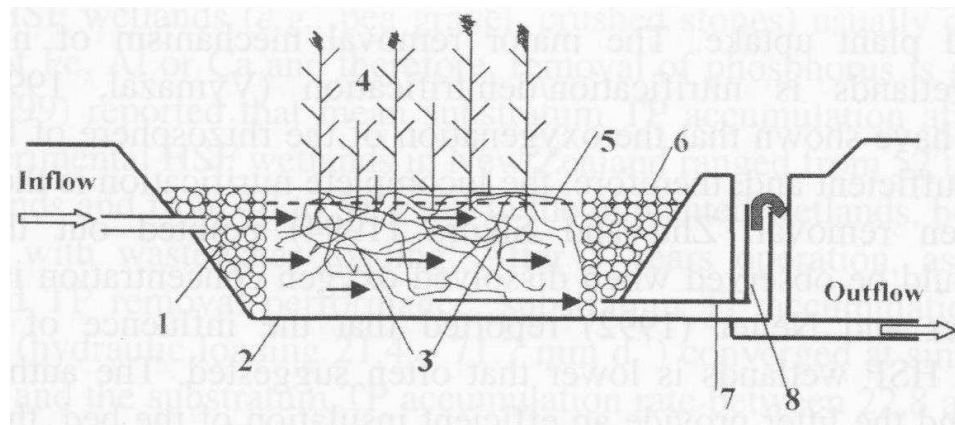
3.2 Umělé mokřady s podpovrchovým prouděním

Umělé mokřady s podpovrchovým prouděním jsou v současné době v Evropě velmi hojně využívány. Brix (1994) uvádí, že v Dánsku, Německu a Velké Británii je v provozu přes 200 mokřadů s podpovrchovým prouděním a tato technologie se rychle rozšiřuje po celé Evropě. Většina systémů využívá *Phragmites australis*, ale objevují se i další druhy mokřadních rostlin (např. *Typha spp.*). Ve většině mokřadů v Německu a Dánsku se používá jako medium hlinitá půda. Probíhají výzkumy s vlivem kořenových systémů rostlin na hydraulickou vodivost, zatím však zůstává velkým problémem těchto mokřadů povrchový odtok odpadní vody. Ve Velké Británii a USA jsou mokřady tohoto typu konstruovány se štěrkovým mediem, které zabezpečí podpovrchové proudění, dochází zde však k problémům se zanášením štěrkového lože, které je většinou následkem nedostatečného mechanického předčištění odpadní vody.

Mokřady s podpovrchovým prouděním můžeme rozdělit podle směru proudění na horizontální a vertikální.

3.2.1 Mokřady s horizontálním prouděním

Schéma umělého mokřadu s horizontálním podpovrchovým prouděním je znázorněno na obr. 3.



Obr. 3: Schema mokřadu s horizontálním prouděním (Vymazal, 2003a)

Odpadní voda je přiváděna do distribuční zóny vyplněné porézním mediem (1). Odtud prochází více méně horizontálním směrem přes kořenovou zónu (3), dokud nedosáhne konečné zóny, kde je shromažďována před výstupem do vyrovnání hladiny na výstupu (7,8).

Během protékání se odpadní voda dostává do kontaktu se sítí aerobních, anoxických a anaerobních zón v kořenovém systému. Aerobní zóny se vyskytují okolo kořenů a oddenků, které dostávají kyslík do substrátu (Cooper et al., 1996). Anaerobní pak vznikají v místech, kde dochází k rozkladu odumřelé organické hmoty. V Evropě je pro tento typ mokřadů nejčastěji užíván termín „Reed bed treatment system“ (podle rákosu obecného, který je nejběžněji používán). V USA je zaveden termín „Vegetated submerged bed“. Tento termín může být ovšem zavádějící, vzhledem k tomu, že připomíná systémy se submerzními rostlinami (Vymazal, 2003a).

Umělé mokřady s horizontálním prouděním jsou nejčastěji navrhovány pro komunální odpadní vody. V poslední době byly tyto systémy použity pro mnoho typů průmyslových a zemědělských odpadních vod a také pro splachy způsobené srážkovými vodami.

Organické látky jsou degradovány aerobně i anaerobně bakteriemi přichycenými k podvodním orgánům rostlin (kořeny, oddenky) a k povrchu média (šterku). Kyslík potřebný k aerobnímu odbourávání je poskytován přímo z atmosféry difúzí nebo pronikáním pomocí kořenů a oddenků makrofyt do rhizosféry. Četné výzkumy prokázaly, že transportní kapacita kyslíku používaných rostlin je nedostačující pro zajištění aerobního rozkladu v rhizosféře, a proto zde hraje důležitou roli rozklad anaerobní (Vymazal, 2003a ex. Brix, 1990). Suspendované pevné látky, které nejsou odstraněny při předčištění, jsou efektivně odstraněny filtrací a usazováním (Vymazal, 1998).

Dusík je v mokřadech s horizontálním prouděním odstraňován nitrifikací a denitrifikací, těkáním, adsorpcí a vázáním se na rostliny. Nejvýznamnější mechanismus odstraňování dusíku je nitrifikace a denitrifikace (Vymazal, 1999). Ovšem nedostatečné prokysličení rhizosféry způsobuje, že nitrifikace není úplná, což je hlavní limitující faktor při odstraňování dusíku. Bylo prokázáno, že nitrifikace se zpomaluje při koncentracích rozpuštěného kyslíku nižších než $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$. Vzhledem k izolačním schopnostem rostlin a media, kterým voda protéká, je vliv teploty nižší, než se často uvádí (Vymazal, 2003a). Těkání a adsorpce hraje mnohem méně podstatnou roli v odstraňování dusíku (Cooper et al. 1996). Těkání je velmi limitované tím, že mokřady s podpovrchovým prouděním nemají volnou hladinu a aktivita řas je v těchto systémech zanedbatelná. Jemnozrnné půdy vždy vykazují lepší výsledky při odstraňování dusíku adsorpcí než půdy hrubozrnné, které jsou

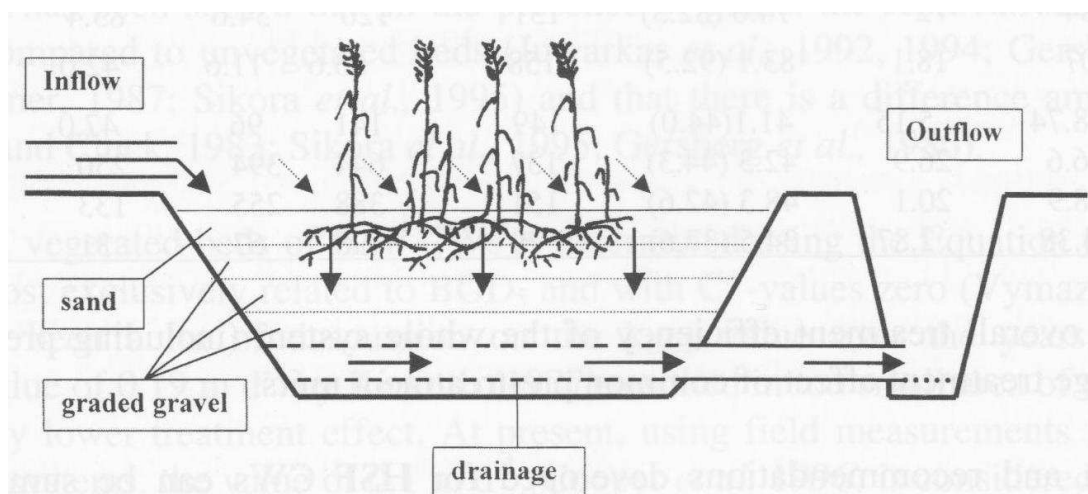
dnes běžně používané. Vyšší eliminace je vysvětlována vyšší kationtovou výměnnou kapacitou jemnozrnných půd (Vymazal, 2003a ex. Geller et al., 1990).

Fosfor je odstraňován primárně ligandovými výměnnými reakcemi, kde fosforečnany vytlačují vodu nebo hydroxylovou skupinu z Fe a Al oxidů obsahujících vodu. Média využívaná pro mokřady s horizontálním prouděním však neobsahují dostatečné množství Fe, Al nebo Ca, a proto je odstraňování fosforu celkově špatné (Vymazal, 2003a).

3.2.2 Mokřady s vertikálním prouděním

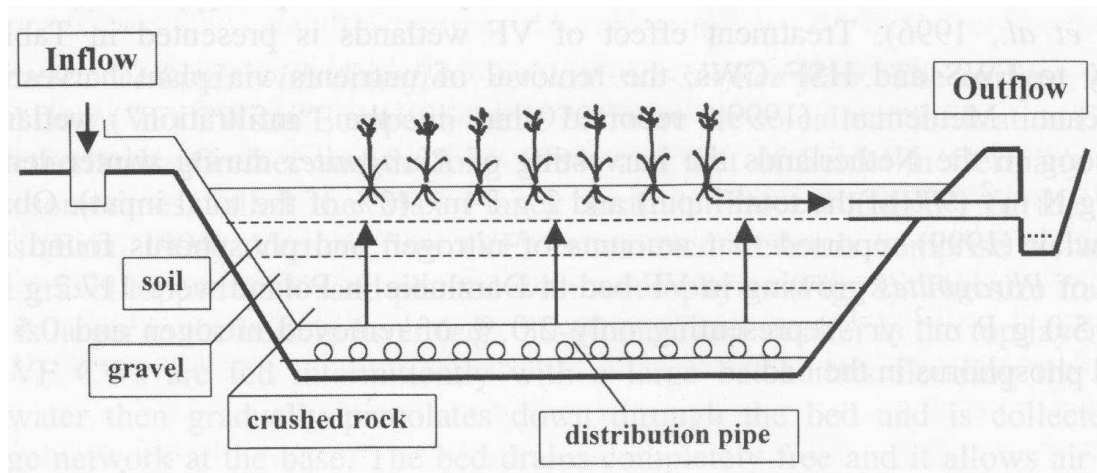
Tyto mokřady je možné dále rozdělit podle směru proudění. K vertikálnímu proudění může docházet buď směrem dolů, nebo směrem vzhůru.

Mokřady s prouděním směrem dolů jsou v Evropě nejranějšími formami mokřadů s vertikálním prouděním. V 70. letech byly nazývány „infiltrační pole“ a využívány byly v Holandsku a v Německu (Brix, 1994). Mokřady s vertikálním prouděním zahrnují ploché dno s odstupňovaným štěrkem, kdy jemnost štěrku směrem od dna roste. Ve vrchní vrstvě je písek osázený makrofyty. Tyto mokřady jsou napájeny nesouvisle velkou dávkou vody, která zaplavuje jejich povrch. Odpadní voda poté postupně prosakuje dolů skrz médium a je shromažďována drenážní sítí na dně. Médium je poté zcela odvodněno a je umožněno opětovné naplnění vzduchem. Tento způsob napájení vede k dobrému transferu kyslíku skrz aerenchym rostlin. Hlavní účel přítomnosti makrofytických rostlin je pomáhat udržovat hydraulickou vodivost štěrku (Cooper et al, 1996). Tento typ mokřadu je znázorněn na obr. 4.



Obr. 4: Mokřad s vertikálním prouděním dolů (Vymazal, 2003a)

Mokřady s prouděním směrem nahoru jsou používány v Brazílii od 80. let. Podloží je tvořeno drceným kamenivem, další vrstvu tvoří hrubý štěrk a navrchu se nachází půda osázená rýží (*Oryza sativa*). Další systémy byly testovány v experimentálních podmínkách v Austrálii, Švédsku a na Novém Zélandě. Kromě Brazílie nebyla nikde obvykle využita svrchní vrstva, která byla osázena běžně používanými rostlinami (Vymazal, 2003a). Schéma mokřadu je znázorněno na obr.5.



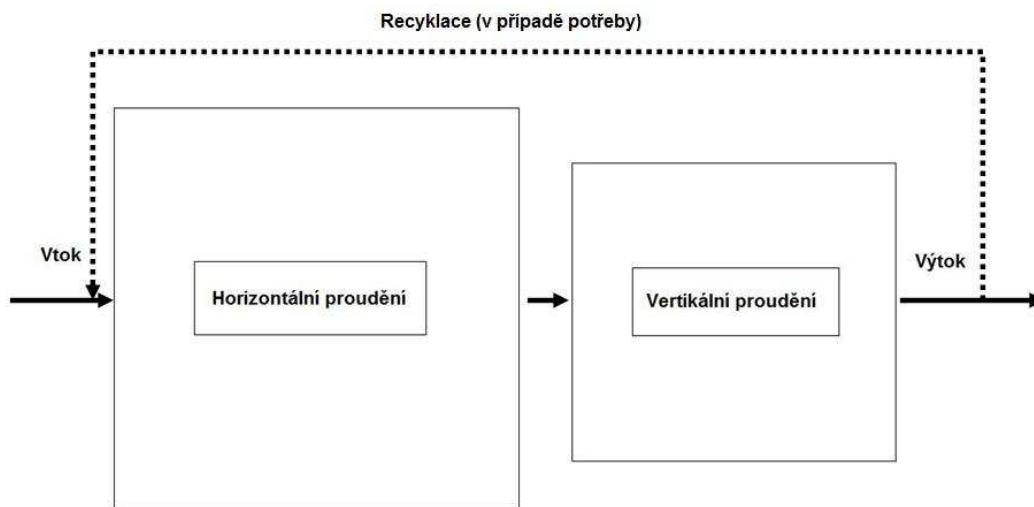
Obr. 5: Mokřad s vertikálním prouděním nahoru (Vymazal, 2003a)

3.2.3 Hybridní systémy

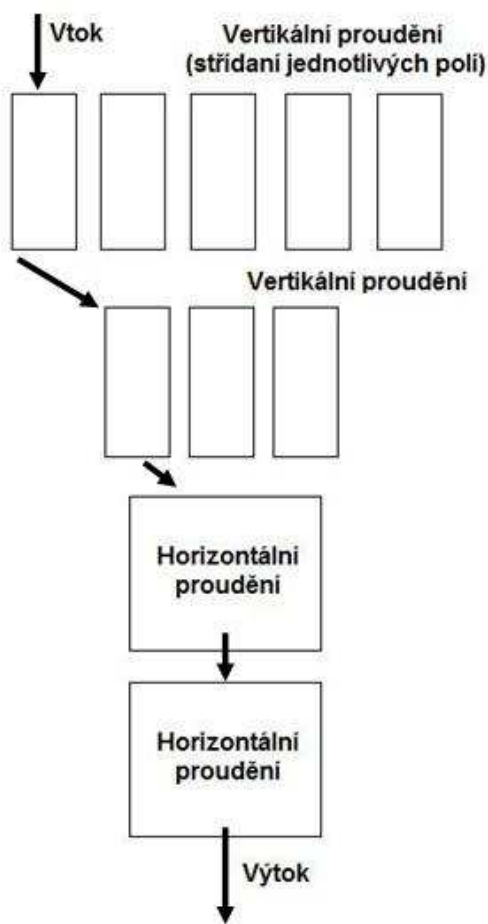
Rozmanité typy umělých mokřadů mohou být kombinovány pro dosažení lepších výsledků v čištění odpadních vod, zejména pro odstraňování dusíku. Hybridní systémy se nejčastěji skládají z po sobě uspořádaných umělých mokřadů s vertikálním a horizontálním prouděním. Dnes je známo mnoho případů použití systémů s horizontálním prouděním pro sekundární čištění a ukazují se jako velmi uspokojivé tam, kde je standardně požadována pouze BSK₅ a odstranění pevných látek (Vymazal, 2003a).

Cooper et al. (1996) uvádějí, že v současné době roste zájem na dosažení plně nitrifikovaných výstupů z čistíren. Terciární systém s horizontálním prouděním produkuje dostatečně nitrifikované vody, ale sekundární část toto nezvládne, vzhledem k tomu, že je limitována obsahem kyslíku. Výsledkem toho je v posledních deseti letech při sekundárním čištění rostoucí zájem o mokřady s vertikálním prouděním. Důvodem je vyšší transportní kapacita kyslíku a menší zabrané území. V hybridních systémech je možné kombinovat výhody a nevýhody jednotlivých systémů tak, aby se vzájemně doplňovaly (Vymazal, 2003a). Příklad hybridního

systemu, kde je část s vertikálním prouděním zařazena jako sekundární stupeň, je uveden na obr. 6., hybridní systém s horizontální částí řazenou až za vertikální na obr. 7.



Obr. 6: Hybridní systém podle Brix (1998)



Obr. 7: Hybridní systém podle Brix (1998)

4 Vegetace umělých mokřadů

4.1 Úloha vegetace

Úloha mokřadní vegetace v kořenových čistírnách je stále předmětem výzkumu. Mezi základní funkce rostlin v umělých mokřadech můžeme zařadit funkci estetickou, omezování zápachu a vliv na čistící procesy (Wood, 1995).

Dosavadní výsledky potvrdily, že vliv vegetace na čistící procesy je značný. Předmětem výzkumu jsou dva faktory: množství kyslíku v kořenové zóně a odběr živin. Všechny mokřadní rostliny (makrofyta) přijímají a akumulují celou řadu makro a mikroelementů včetně nutrietů, těžkých kovů atd. Dále vynikají schopností vázat minerální živiny do organické hmoty. Jak uvádí Húska (2003) prvky jsou přednostně distribuovány do podzemních orgánů rostlin. Výjimkou je vápník, který je v první řadě dodáván do listů. Míra akumulace je závislá na koncentraci prvků v odpadní vodě (Rozkošný et Prokešová, 2004). Húska (2003) potvrdil, že při trojnásobném zvýšení koncentrací fosforu, draslíku a zinku bylo pozorováno, že rostliny rákosu obecně akumulovaly i více dusíku a přednostně ho ukládaly v nadzemních orgánech. Vliv na míru akumulace má i umístění rostlin vůči přítoku odpadní vody. Hodnoty obsahu dusíku a fosforu v sušině biomasy byly zjištěny v rozmezí 20-50 g.m⁻² za rok, v závislosti na dostupnosti živin. Na obsah živin v biomase má velký vliv také načasování a frekvence sklizně a velikost zátěže čistírny (Květ et Čížková, 2003). Největší akumulace živin v nadzemních orgánech je počátkem léta. V zimě naopak je obsah živin ve stařině nízký a s ohledem na čistící účinek zanedbatelný. Avšak sklizeň ve vegetačním období snáší jen chrostice rákosovitá. Rákos sečený ve vegetačním období regeneruje velmi špatně. Z těchto poznatků vyplývá, že racionální odhad odstranění živin biomasou je 5 – 10 % celkového znečištění přiváděného odpadní vodou (Květ et Čížková., 2003).

Podle práce Rozkošného a Prokešové (2004) patří mezi další významné funkce vegetace v kořenových čistírnách stabilizace a tepelná izolace filtrační náplně (důležité např. při nitrifikaci - při poklesu teploty pod 10 °C dochází k snížení a dále i úplnému zastavení nitrifikace). Vegetace dále slouží jako nosič mikrobiálních populací, podílejících se na čistících procesech (u pole osázeného rákosem byla zjištěna hustota populací na kořenech rostlin o 1 až 2 řády vyšší než na povrchu minerálních částic) (Květ et Čížková, 2003). Organické zbytky také slouží jako zdroj

organického uhlíku pro potřeby čistících procesů. Další významnou funkcí rostlin je zvyšování transportní kapacity kyslíku, prakticky jsou ale aerobní podmínky přítomny pouze v okolí kořenů a oddenků, jinak převládají ve filtrační náplni podmínky anaerobní, a to zejména v nátokové části.

4.2 Využívané rostliny

Rostliny používané v umělých mokřadech můžeme podle způsobu života rozdělit na volně plovoucí, rostliny s plovoucími listy, submerzní a emerzní rostliny.

4.2.1 Rostliny volně plovoucí

Volně plovoucí rostliny jsou velmi různorodé svou podobou a způsobem života, od velkých rostlin s růžicemi vzdušných a plovoucích listů a dobře vyvinutých kořenů, až po nepatrné rostliny plovoucí na hladině s několika nebo žádnými kořínky. V umělých mokřadech jsou využívány následující (Vymazal, 2003a):

Eichhoria crassipes (vodní hyacint)

Pistia stratiotes (babelka řezankovitá)

Lemna spp. (okřehek)

Spirodela polyrhiza (závitka mnohokořenná)

Wolffia spp. (drobnička)

4.2.2 Rostliny s plovoucími listy

Jedná se o rostliny, které jsou zakořeněny v substrátu a jejich listy plovou na vodní hladině. Tento typ vegetace je využíván pouze některými systémy pro čištění odpadních vod. Je zde potřebná přítomnost řas, vzhledem k tomu, že listy nepokrývají celou hladinu. Hlavním problémem je fakt, že převážná část živin zůstává v sedimentech a podvodních částech rostlin, jejichž sklizení by bylo špatně aplikovatelné bez zničení celého ekosystému. Patří sem následující rostliny (Vymazal, 2003a):

Nymphaea spp. (leknín)

Nuphar lutea (stulík žlutý)

Nelumbo nucifera (lotos indický)

4.2.3 Rostliny submerzní

Submerzní rostliny mají tkáň provádějící fotosyntézu celé pod vodní hladinou. Schopnost rostlin vázat živiny podporuje i množství řas pokrývající jejich tkáň. Tyto řasy však mohou při větším výskytu limitovat fotosyntézu zabraňováním prostupu světla. Z tohoto důvodu je využití těchto rostlin omezeno na odpadní vody s nízkým obsahem živin, s nízkým zákalem vody a nízkou koncentrací organického znečištění. Do této skupiny patří následující rostliny (Vymazal, 2003a):

- Egeria densa* (douška hustolistá)
- Elodea canadensis* (vodní mor kanadský)
- Elodea nuttallii*
- Ceratophyllum demersum* (růžkatec ponořený)
- Cabomba caroliniana* (kabomba karolínská)
- Myriophyllum heterophyllum* (stolístek různolistý)
- Potamogeton* spp. (rdest)

4.2.4 Rostliny emerzní

Jedná se o nejčastěji využívané rostliny pro umělé mokřady. Mokřady s emerzními rostlinami se dále rozdělují podle charakteru proudění vody. Podrobněji je o nich pojednáno v předchozí kapitole. Nejhojněji používanými emerzními rostlinami jsou (Vymazal, 2003a):

- Phragmites australis* (rákos obecný)
- Glyceria* spp. (zblochan)
- Eleocharis* spp. (bahnička)
- Typha* spp. (orobinec)
- Scirpus* spp. (skřípina)
- Iris* spp. (kosatec)
- Zizania aquatica* (ovsucha vodní)

5 Odstraňování jednotlivých složek znečištění

5.1 Organické znečištění

Při degradaci organického znečištění dochází k souboru degradačních procesů za aerobních podmínek. Kyslík se dostává do půdy v mokřadech difúzí přes hladinu vody a transportem pomocí cévních systémů mokřadních rostlin. Při absenci záplavové vody se může kyslík do substrátu dostávat přímo ze vzduchu. Navíc se nepatrné množství kyslíku může dostávat do systému s odpadními vodami, ale toto množství je u vod s vyšším organickým znečištěním zanedbatelné. Ve většině případů je kyslík dodáván pomaleji, než je míra jeho potřeby. Výsledkem je zřetelné odlišení dvou vrstev substrátu: slabé oxidační (aerobní) vrstvy, kde je kyslík přítomen, a redukční (anaerobní) vrstvy, ve které volný kyslík přítomen není (Vymazal, 2003c).

Sorrel et Armstrong (1994) ve své práci uvádějí, že uvolňování kyslíku z kořenů závisí na vnitřní koncentraci kyslíku, na poptávce po kyslíku ze strany media a na propustnosti stěn kořenů.

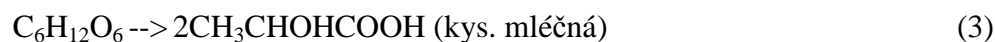
Aerobní rozklad rozpustných organických látek je řízen aerobními heterotrofními bakteriemi. Probíhá podle reakce vyjádřené rovnicí 1.



Dále amonizační bakterie rozkládají v aerobních podmínkách organické látky obsahující dusík. Obě skupiny bakterií jsou zodpovědné za snižování BSK₅ v systému. Nedostatečný přísun kyslíku významně redukuje aerobní rozklad, ale pokud je přísun kyslíku neomezený, je tento rozklad řízen množstvím dostupné organické hmoty. Ve většině systémů navrhovaných pro komunální odpadní vody je přísun organické hmoty dostatečný, a proto je zde limitujícím faktorem koncentrace kyslíku (Cooper et al., 1996).

K anaerobnímu rozkladu dochází pod redukční zónou Fe³⁺. Proces je uskutečňován fakultativními i striktními anaeroby. Reprezentuje hlavní způsob, ve kterém jsou vysokomolekulární uhlovodíky štěpeny na nízkomolekulární organické látky. Proces anaerobního rozkladu se skládá z více kroků. V prvním kroku jsou konečnými produkty fermentací organické kyseliny, například kyselina octová (rovnice 2), kyselina máselná a kyselina mléčná (rovnice 3), dále pak alkoholy (rovnice 4), oxid uhličitý a vodík. Kyselina octová je primární kyselina tvořící se ve

většinu zaplavovaných půd a v sedimentech. Striktně anaerobní bakterie tvořící metan a redukující sírany využívají tyto produkty. Obě skupiny bakterií hrají důležitou roli při rozkladu organické hmoty a koloběhu uhlíku v prostředí mokřadních sedimentů (Vymazal, 1995a).



Jako konečný produkt anaerobního rozkladu organických látek vzniká oxid uhličitý a metan (rovnice 5).



Octotvorné bakterie jsou poměrně adaptabilní, bakterie metanotvorné jsou více citlivé a jsou schopny pracovat pouze při pH 6,5-7,5. Nadměrná produkce kyseliny octotvornými bakteriemi může rychle vést ke snížení pH, které zastaví aktivitu metanotvorných bakterií, což se projeví na vzniku zápachu vycházejícího z umělého mokřadu. Anaerobní degradace organických složek je mnohem pomalejší než rozklad aerobní, ale pokud je množství kyslíku při velkém organickém znečištění omezené, anaerobní degradace převládne (Cooper et al., 1996).

5.2 Suspendované pevné látky

Ke snižování obsahu suspendovaných pevných látek dochází po celé délce mokřadu. Nízká průtoková rychlost spolu s přítomností vegetace nebo štěrkového substrátu podporuje usazování a filtraci pevných látek. Tento přenos pevných látek z vody do mokřadních sedimentů je významný jak pro kvalitu vody, tak pro vlastnosti a funkce mokřadního ekosystému (Kadlec et Knight, 1996).

V mokřadech s volnou vodní hladinou jsou hlavními jevy ovlivňující zachycování pevných látek sedimentace, promíchávání a filtrace. V podstatě se jedná o zachycování sedimentů ve vrstvě kořenů vegetace, která zabraňuje promíchávání a tím pádem i znovu uvolňování sedimentů (Kadlec et Knight, 1996).

Odstranění a zadržování pevných látek v mokřadech s podpovrchovým tokem je zapříčiněno různými mechanismy, jako například sedimentací, biodegradací,

adsorpcí, náhodnými srážkami, Brownovým pohybem, difúzí, van der Waalsovými silami a dalšími elektrickými silami (Vymazal, 2003c).

Protože suspendované pevné látky ucpávají podpovrchové systémy a vytvářejí silnou vrstvu dnových usazenin v systémech s otevřenou vodní hladinou, je vždy důležité mít spolehlivý stupeň předčištění, kde je zachycena významná část nerozpuštěných pevných látek. Je však důležité si uvědomit, že mnoho polutantů (např. kovy, organické látky) je vázáno na přicházející nerozpuštěný materiál, a proto je jeho zachycování zároveň zachycováním i těchto znečišťujících látek (Vymazal, 2003c).

5.3 Dusík

Dusík v umělých mokřadech prochází řadou biochemických cyklů s rozličnými přeměnami, zahrnující sedm valenčních stavů (od +5 do -3). Sloučeniny, přicházející do mokřadů ve formě znečištění, obsahují množství anorganických i organických forem dusíku, které jsou nezbytné pro všechny živé organismy (Vymazal, 2003c).

Nejdůležitějšími anorganickými formami dusíku v mokřadech jsou kation amonný (NH_4^+), anion dusitanový (NO_2^-) a anion dusičnanový (NO_3^-). Plynný dusík může existovat jako molekula dusíku (N_2), oxid dusný (N_2O), oxid dusičitý (NO_2) a amoniak (NH_3). Oxid dusný je meziproduct mikrobiální denitrifikace. Množství N_2O vyvíjeného během denitrifikace závisí na množství denitrifikovaného dusíku a na poměru dusíku a vzniklého oxidu. Tento poměr je také ovlivňován aerací, hodnotou pH, teplotou a poměru NO_3^- a amoniaku v systému. Dusík se může v mokřadech vyskytovat i v organické formě například jako močovina, aminokyseliny, puriny a pyrimidiny (Vymazal, 1995b).

Hlavní způsoby transformace dusíku v umělých mokřadech jsou totožné s těmi probíhajícími v mokřadech přirozených. Různé formy dusíku se nepřetržitě podílejí na chemických přeměnách z anorganických na organické sloučeniny a zpět. Procesy jsou exotermní i endotermní. Všechny tyto přeměny jsou nezbytné pro funkci mokřadních ekosystémů (Vymazal, 2003c).

Mezi hlavní procesy transformace sloučenin dusíku patří:

1. Těkání amoniaku
2. Mineralizace
3. Nitrifikace

4. Denitrifikace
5. Fixace
6. Vázání rostlinami a asimilace
7. Adsorpce amoniaku
8. Ukládání organického dusíku

5.3.1 Těkání amoniaku

Těkání amoniaku je fyzikálně-chemický proces, kde je amoniakální dusík v rovnováze mezi plynnou a hydroxylovou formou. Tato rovnováha je znázorněna rovnicí č. 6.



Fyzikálně-chemické a biologické faktory a parametry systému zaplavená půda-voda-atmosféra, které ovlivňují těkání amoniaku z mokřadů, byly intenzivně zkoumány. Tyto faktory mohou být rozděleny následovně (Vymazal, 2003c):

- Půdní parametry (půdní pH, salinita, obsah CaCO_3 , výměnná kapacita, pufrční kapacita, parciální tlak CO_2 , mikrobiální aktivita)
- Parametry vody (pH, koncentrace amoniaku, pufrční kapacita, teplota, proudění vody, hloubka, nárůst a aktivita řas, koncentrace fosforu)
- Parametry atmosféry (teplota vzduchu, sluneční záření, rychlost větru, parciální tlak NH_3)

5.3.2 Mineralizace

Při mineralizaci (amonifikaci) je organicky vázaný dusík biologickou cestou přeměněn na amoniak. Amoniak je uvolňován z organické hmoty soustavou exotermních biochemických procesů. V některých případech je tato energie použita mikroorganismy k růstu a amoniak je přímo vázán do mikrobiální biomasy (Kadlec et Knight, 1996).

Amonifikace je v podstatě katabolický proces, kde jsou aminokyseliny rozkládány na iminokyseliny, ty dále na ketokyseliny a z nich nakonec vzniká amoniak. Podobný proces může probíhat i v oxidované vrstvě, kde se aminokyseliny nasycují a vzniká z nich amoniak (Vymazal, 2003c).

Průběh amonifikace v mokřadech závisí na teplotě, hodnotě pH, koncentraci kationu amonného, poměr uhlíku a dusíku, množství dostupných živin v systému,

půdních podmínkách (textura, struktura), mikrobiální biomase a redoxních vlastnostech půd (Reddy et D'Angelo, 1997). Optimální pH pro mineralizaci je mezi 6,5 a 8,5 a optimální teplota od 40 do 60 °C. Této teploty samozřejmě v mokřadech není dosaženo (Vymazal, 2003c).

5.3.3 Nitrifikace

Nitrifikace je obvykle definována jako biologická oxidace amoniaku na NO_3^- , kde jako meziprodukt vzniká NO_2^- . Tato definice má určitá omezení, pokud se jedná o heterotrofní organismy, ale je adekvátní pro převažující autotrofní organismy (Vymazal, 2003c ex. Hauck, 1984).

K nitrifikaci může docházet ve vodním sloupci, v povrchové vrstvě půdy a kořenové zóně, kde kyslík díky difúzi z kořenů mokřadních rostlin vytváří kolem kořenů aerobní prostředí. Průběh nitrifikace v mokřadech závisí na přísunu NH_4^+ do aerobní zóny, pH vody, teplotě, přítomnosti nitrifikačních bakterií a mocnosti aerobní půdní vrstvy (Vymazal, 1995b).

Nitrifikace je chemoautotrofní proces. Nitrifikační bakterie získávají energii z oxidace amoniaku a dusitanu a oxid uhličitý využívají jako zdroj uhlíku pro syntézu nových buněk. Oxidace amoniaku probíhá ve dvou krocích (Vymazal, 2003c ex. Hauck, 1984):

V prvním kroku je oxidace amoniaku na dusitan provedena striktně chemolitotrofními (striktně aerobními) bakteriemi, které jsou závislé na oxidaci amoniaku jako na zdroji energie pro jejich růst. Jedná se o bakterie rodu *Nitrosospira*, *Nitrosovibrio*, *Nitrosolobus*, *Nitrosococcus* a *Nitrosomomas*.

Druhým krokem nitrifikace je oxidace dusitanu na dusičnan. Tento proces je prováděn bakteriemi fakultativně chemolitotrofními, které mohou k získávání energie kromě dusitanu využívat i organické látky. Jedná se o bakterie rodu *Nitrobacter*, *Nitrospira* a *Nitrococcus*. Tyto bakterie jsou schopny prospívat i v anaerobním prostředí.

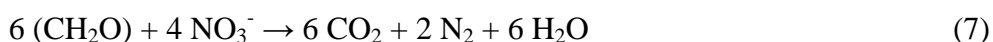
Hlavními faktory ovlivňujícími nitrifikaci jsou teplota, hodnota pH, zdroje anorganického uhlíku, vlhkost, mikrobiální populace, koncentrace amoniakálního dusíku a rozpuštěného kyslíku. Optimální teplota pro nitrifikaci se pohybuje mezi 30 až 40 °C (Vymazal, 1995b). Minimální teploty pro růst bakterií rodu *Nitrosomonas* a *Nitrobacter* jsou 5 °C a 4 °C. Optimální hodnota pH se může pohybovat mezi 6,6 a 8, aklimatizované systémy však mohou fungovat o při mnohem nižších hodnotách.

Vysoké pH inhibuje transformaci dusitanového aniontu na dusičnanový. Nitrifikační bakterie jsou citlivé organismy extrémně náchylné k širokému spektru inhibitorů jako například vysoké koncentrace amoniakálního dusíku (Cooper et al., 1996).

Mimo organismů autotrofních bylo objeveno mnoho heterotrofních organismů (bakterie, řasy, houby) provádějících oxidaci dusíku. Z bakterií se jedná např. o *Arthrobacter globiformis*, *Aerobacter aerogenes*, *Mycobacterium phlei*, z hub potom o *Aspergillus flavus*, *Penicilium* nebo *Cephalosporium* (Paul et Clark, 1996).

5.3.4 Denitrifikace

Denitrifikace je nejčastěji definována jako biologická redukce NO_2^- nebo NO_3^- na N_2 (Paul et Clark, 1996). Z biochemického hlediska je denitrifikace bakteriální proces, ve kterém oxidy dusíku (v iontové a plynné formě) slouží jako koneční akceptoři elektronů (Vymazal, 2003c ex. Hauck, 1984). Denitrifikace je vyjádřena následující rovnicí č.7.



Tato reakce je nevratná a dochází k ní na organickém substrátu v anaerobních podmínkách, kde zastává dusík namísto kyslíku funkci akceptoru elektronů. Je dokázáno, že k této reakci může docházet i v přítomnosti kyslíku, proto může v podmáčených půdách začít i v případě, není-li kyslík spotřebován (Vymazal, 2003c).

Denitrifikaci jsou schopny způsobovat různé organismy. Nejvíce denitrifikačních bakterií je chemoheterotrofních. Získávají energii pouze z chemických reakcí a pro získávání elektronů. Jako zdroj uhlíku využívají organickou hmotu. V půdách jsou pravděpodobně nejdůležitější rody *Bacillus*, *Micrococcus* a *Pseudomonas*, ve vodním prostředí potom *Pseudomonas*, *Aeromonas* a *Vibrio*. Je-li k dispozici kyslík, oxidují tyto organismy organické látky na oxid uhličitý a vodu. Tyto bakterie jsou schopny provádět aerobní respiraci s použitím kyslíku jako akceptoru elektronů nebo anaerobní respiraci, kde k tomuto účelu slouží dusík. Tato schopnost fungovat aerobně i anaerobně má velký praktický význam, protože umožňuje provádět denitrifikaci velmi brzy po nástupu anaerobních podmínek, aniž by muselo dojít ke změně mikrobiální populace (Vymazal, 2003c ex. Hauck, 1984).

Mezi environmentální faktory s prokázaným vlivem na denitrifikaci patří absence kyslíku, redoxní potenciál, půdní vlhkost, teplota, pH, přítomnost

denitrifikátorů, půdní typ, organická hmota, koncentrace dusičnanů a přítomnost překrývající vody (Vymazal, 2003c).

Nitrifikace a denitrifikace probíhají simultánně v zaplavovaných půdách a sedimentech, kde existují aerobní i anaerobní zóny. Jako příklady je možné uvést zaplavené půdy, sedimenty obsahující aerobní povrchovou vrstvu nad vrstvou anaerobní nebo aerobní rhizosféru mokřadních rostlin, rostoucích v anaerobní půdě (Vymazal, 2003c).

5.3.5 Fixace

Fixací dusíku je míněna přeměna plynného (atmosférického) dusíku (N_2) na amoniak. Pro tuto fixaci je nutná přítomnost enzymu nitrogenáza. Tento enzym je velmi citlivý na deaktivaci kyslíkem. Redukce plynného dusíku na amoniak probíhá velmi rychle, proto ještě nebyla řádně prozkoumána. Předpokládá se, že celá reakce probíhá ve třech krocích, kdy nejprve vzniká diimid, poté hydrazin a z něj v závěru amoniak (Vymazal, 2003c).

Biologická fixace dusíku v mokřadních půdách může probíhat ve vodě, na povrchu půdy, v aerobních a anaerobních zaplavovaných půdách, v kořenových zónách rostlin a na povrchu listů a stonků rostlin. Velké množství symbiotických i volně žijících organismů může v mokřadech dusík fixovat (Buresh et al., 1980).

Hlavním faktorem limitujícím fixaci dusíku je přítomnost a kvalita sloučenin uhlíku, potřebných pro růst heterotrofních dusík vázajících bakterií. Přidávání nestabilních sloučenin uhlíku působí stimulačně na fixaci dusíku v zaplavených půdách a vylučování organických látek z kořenů rostlin vytváří ve rhizosféře příznivější prostředí pro heterotrofní fixaci (Buresh et al., 1980).

Mezi faktory inhibující fixaci dusíku patří vysoká okolní koncentrace anorganického dusíku, nízká intenzita světla (snižuje autotrofní fixaci), vysoká koncentrace kyslíku (inhibice enzymu), vysoký redoxní potenciál (fixace je vyšší v redukčních než v oxidačních podmínkách) a vysoké (vyšší než 8) nebo nízké (nižší než 5) hodnoty pH. Fixace dusíku závislá na světle je připisována většinou zeleným řasám a v některých případech fotosyntetickým bakteriím. Fotosyntetické organismy vážící dusík jsou omezeny fotickou oblastí zaplavených půd, která zahrnuje vodní sloupec pokrývající půdu, povrch půdní vrstvy a povrch listů a stonků rostlin (Buresh et al., 1980).

Přestože je schopnost fixovat dusík rozdělena mezi aerobní, fakultativně anaerobní a striktně anaerobní bakterie, většina studií ukazuje, že fixace dusíku v půdě je větší v anaerobních podmínkách než v aerobních. Aerobní bakterie *Azotobacter* fixující dusík potřebuje pro svůj metabolismus kyslík, ale ukázalo se, že fixace dusíku je mnohem intenzivnější při nízkém tlaku kyslíku (Vymazal, 2003c).

5.3.6 Vázání rostlinami a asimilace

Asimilace dusíku odpovídá různým biologickým procesům, při kterých je přeměňován dusík z anorganické formy na organické sloučeniny, které slouží jako stavební látka pro buňky a tkáně. Asimilovány jsou obvykle dvě formy dusíku, a sice amoniak (preferovanější) a dusičnany. Dusičnany jsou významné v podstatě pouze ve vodách bohatých na dusičnany (Kadlec et Knight, 1996). Mokřadní rostliny využívají enzymy (nitrite a nitrate reduktázy) k přeměně oxidovaného dusíku do použitelné formy. Produkce těchto enzymů klesá s přítomností amoniaku. Asimilace vyššími rostlinami není jediný možný způsob biologické asimilace dusíku. Mikroorganismy a řasy také využívají dusík. Amoniak je pohotově začleněn do aminokyselin mnoha autotrofních a heterotrofních mikroorganismů.

Živiny jsou asimilovány ze sedimentů emerzními a zakořeněnými rostlinami s plovoucími listy a přímo z vody volně plovoucími rostlinami. Je prokázáno, že minerální látky mohou být rostlinami přijímány pomocí výhonků (Vymazal, 1995b).

Obsah minerálních živin v rostlinách je řízen stanovištěm a druhovým složením rostlin. Je nutné brát v úvahu i rychlost vývoje jednotlivých druhů rostlin. U některých druhů, například u *Acorus calamus*, je vegetativní fáze nadzemních částí velmi rychlá a v teplých oblastech její rozmnožování končí v červenci. Poté, co dosáhne maximálního množství biomasy, její výhonky začínají stárnout. Na druhou stranu, druhy jako *Glyceria maxima* začínají klíčit velmi brzy na jaře a vytváření a růst jejich nových výhonků pokračuje během celé vegetační sezóny, někdy dokonce i během mírné zimy. Rostliny jako *Phragmites australis* v mírném klimatu začínají růst pozdě na jaře (obvykle v květnu) a dorostou do maximální míry uprostřed léta. Pozdní léto je období redukce růstu a rostlina kompletně odumírá na podzim. Koncentrace živin ve vegetaci má tendenci být nejvyšší na počátku vegetačního období a snižuje se zráním a stárnutím rostliny. Vzorec pro sezónní změny se liší podle druhů i podle živin, a proto nemůže dojít ke zgeneralizování.

Při snižování míry akumulace biomasy a živin dochází k jejich přesunu z listů do oddenků. Toto je ovlivňováno mnoha environmentálními faktory (Vymazal, 1995b).

Většina biomasy se rozloží za uvolnění organického dusíku a uhlíku zpět do vody. Toto uvolnění je důležité vzhledem k cyklu dusíku v mokřadu - část dusíku je uvolněna zpět do vody, část je podrobena aerobním procesům v odumřelých rostlinách a humusu, část může být přesunuta do oddenků. Míra vázání živin rostlinami je limitována jejich čistou produkcí (mírou růstu) a koncentrací živin v rostlinných tkáních. Akumulace živin je závislá na koncentraci živin v tkáních rostlin a také na potenciálu akumulace biomasy, tj. na maximálním stavu růstu plodiny. Proto by zařízení používaná pro asimilaci živin a jejich akumulaci měla zahrnovat rychlý růst, vysoký obsah živin v tkáních a schopnost dosáhnout vysokých výnosů plodin (množství biomasy na jednotku plochy) (Vymazal, 2003c).

5.3.7 Adsorpce amoniaku

Ionizovaný amoniak může být adsorbován z roztoku kationtovou výměnnou reakcí s detritem, anorganickými sedimenty, půdou nebo šterkem. Adsorbovaný amoniak je vázán volně na substrát a může být jednoduše uvolněn, změní-li se chemické podmínky ve vodě. Sníží-li se koncentrace amoniaku ve vodním sloupci (např. jako výsledek nitrifikace), část amoniaku je desorbována, aby došlo k vytvoření rovnováhy s novou koncentrací. Zvýší-li se hladina amoniaku, zvýší se i množství adsorbovaného amoniaku. Jestliže je substrát mokřadu vystaven působení kyslíku například periodickým vysycháním, sorbovaný amoniak může být oxidován na dusičnany. Pro modelování sorpce amoniaku na substrát může být využita Freundlichova rovnice. NH_4^+ je adsorbován jako výměnný iont na jíly, chemisorbován humnovými látkami, nebo fixován do struktury hlíny. Tyto reakce mohou probíhat simultánně. Rychlost a rozsah těchto reakcí jsou ovlivňovány povahou a množstvím jílu, střídáním ponoření a vysušení, povahou a množstvím organické hmoty v půdě, dobou ponoření, typem vegetace (Vymazal, 2003c).

5.3.8 Ukládání organického dusíku

Část organického dusíku začleněná v mokřadním detritu může být případně nepoužitelná pro další koloběh živin vytvářením rašeliny a ukládáním. Obsah dusíku je v rašeliništích v přirozených podmínkách obvykle okolo 2,5-3 %.

Ve více eutrofních podmínkách obsah dusíku tuto horní hranici přesahuje (Kadlec et Knight, 1996).

Většina z výše popsaných dějů neodstraňuje dusík z odpadních vod přímo, pouze ho přeměňuje do jiných forem, dusík však zůstává dále ve vodě. Mechanismy přímého odstraňování zahrnují pouze těkání amoniaku, denitrifikaci, vázání na rostliny a asimilaci (pokud dochází ke sklizení biomasy), adsorpci amoniaku a ukládání organického dusíku.

Vymazal (2003c) uvádí, že v případě umělých mokřadů s volnou vodní hladinou může být významným způsobem odstraňování dusíku z odpadní vody i jeho těkání, ovšem za předpokladu vyššího pH.

Za hlavní mechanismus odstraňování dusíku ve většině typech umělých mokřadů je považována denitrifikace. Koncentrace dusičnanů je však obvykle v odpadních vodách velmi nízká (s výjimkou odpadních vod ze zemědělství a některých odvětví průmyslu) a proto je nutné, aby denitrifikaci vždy doprovázela nitrifikace.

Dalším významným způsobem odstraňování dusíku je jeho vázání na rostliny, spojené s odstraňováním biomasy. Problém u mokřadů s emerzními rostlinami je v tom, že nejběžněji využívané rostliny v mírných a tropických oblastech nemohou být sklizeny v období maximálního obsahu zásobních látek (Vymazal, 2003c).

5.4 Fosfor

Fosfor se v mokřadech vyskytuje ve formě fosforečnanů v organických a anorganických sloučeninách. Volný ortofosforečnan je pravděpodobně jediná forma fosforu využívaná přímo řasami a vyššími rostlinami a tím představuje hlavní spojnici mezi organickým a anorganickým koloběhem fosforu v mokřadech. Ve vodě ortofosforečnan představuje iontovou rovnost mezi H_2PO_4^- a HPO_4^{2-} . Dalšími formami anorganických sloučenin fosforu jsou lineárně kondensované a cyklické polyfosforečnany. Organicky vázaný fosfor představují například fosfolipidy, nukleové kyseliny, nukleoproteiny, koenzymy, ATP, ADP (Vymazal, 1995a).

Koloběh fosforu v půdě je od základů odlišný od koloběhu dusíku. Nedochozí zde ke změně valence během biologické asimilace anorganického fosforu nebo během rozkladu organického fosforu mikroorganismy. Fosfor se vyskytuje v oxidačním čísle +5, protože všechny nižší oxidační stavy jsou termodynamicky

nestálé a pohotově oxidují na PO_4 , a to i ve vysoce redukčních mokřadních vodách. Fosfor se vyskytuje velmi málo v plynné formě (fosfin, PH_3). Fosfin je rozpustný ve vodě, ale má vysoký tlak páry. Může být emitován z oblastí s extrémně nízkým redoxním potenciálem společně s metanem (Vymazal, 2003c).

Transformace fosforu a jeho cyklus v mokřadech zahrnují: adsorpci a desorpci, srážení a rozpouštění, vázání rostlinami a mikroorganismy, rozklad a vyluhování, mineralizaci, sedimentaci a ukládání.

5.4.1 Adsorpce půdními částicemi a srážení

Fosfor je adsorbován na půdu nebo sedimenty, jsou-li v dostatečném množství přítomny hliník, železo, vápník a hořčík. Aktivita jednotlivých iontů ve srážení fosforu závisí na pH a množství přítomných iontů. V kyselých půdách je anorganický fosfor adsorbován hydratovanými oxidy železa a hliníku. Ke srážení s ionty vápníku a hořčíku dochází při pH vyšším než 8 (Richardson, 1999).

Richardson (1999) považuje chemické procesy adsorpce a srážení za důležitější než vázání rostlinami, jejich míra se však mezi různými mokřady významně liší. Při porovnávání závislosti množství adsorbovaného fosforu na typu mokřadní půdy se ukázalo, že systémy s minerálními půdami, obsahujícími velké množství železa a hliníku mají vyšší adsorpční kapacitu než půdy s vyšším množstvím organických látek.

Důležitým měřítkem ukládání fosforu je také zhodnocení míry desorpce. Jedním z možných mechanismů uvolňování fosforu z půd při jejich ponoření je vznik fosforečnanů s Fe (III) a Mn (IV). Anaerobní půdy uvolňují více fosforečnanů do půdního roztoku s nízkým obsahem fosforečnanů a adsorbují více fosforečnanů z roztoku s vyšším obsahem rozpustných fosforečnanů než aerobní půdy. Rozdíl v chování fosforečnanů v aerobních a anaerobních podmínkách je přisuzován změně vlastností železitých sloučenin. Redukované železité sloučeniny gelovitého charakteru v anaerobních podmínkách mají pravděpodobně větší povrch. Toto má za následek vyšší množství adsorbovaného fosforu a nižší množství fosforu zpět uvolňovaného do roztoku (Vymazal, 2003c).

5.4.2 Mikrobiální vázání

Mikrobiální zachytávání je velmi rychlé, ale množství takto zachyceného fosforu je nízké. Vázání mikroorganismy (bakterie, houby, řasy, bezobratlí) je rychlé, protože tyto organismy se velmi rychle množí a rostou. Je prokázáno, že více než 90 % zachyceného fosforu je během šesti hodin opět uvolněno (Vymazal, 2003c).

Půdní mikroorganismy se podílejí na rozpouštění půdního fosforu. Bakterie, které jsou všeobecně považovány za dekompozitory, se také podílejí na regulaci toku fosforu přes rozhraní sediment-voda a na konečném ukládání fosforu produkcí stálých organických sloučenin. Mikroorganismy (zejména řasy) mohou ovlivnit koloběh fosforu v mokřadech přímo (zachycování, uvolňování) nebo nepřímo změnami vyvolanými ve vodě a na rozhraní vody a půdy fotosyntézou (pH, množství rozpuštěného kyslíku) (Vymazal, 1995a).

5.4.3 Vázání rostlinami

Vyšší rostliny získávají a využívají fosfor mnohem pomaleji. Nejvíce fosforu je zachyceno kořeny rostlin, absorpce listy a stonky je omezena na druhy rostoucí ponořeně. Zachycování fosforu makrofyty je obvykle nejvyšší během začátku vegetačního období v oblastech mírného klima (brzy na jaře), než dojde k maximálnímu růstu (Vymazal, 2003c ex. Dykyjová, 1973). Důležitý je přesun živin uvnitř rostliny během ročních období. Před podzimním stárnutím je většina důležitých iontů přesunuta z listů a stonku do kořenů a oddenků. Tyto uložené živiny jsou použity během jarního růstu. Fosfor může být ve vegetaci uložený dlouhodobě či krátkodobě v závislosti na typu vegetace, míře rozkladu opadu, vyluhování fosforu z odumřelých tkání a přesouvání fosforu z nadzemních částí do podzemních. Ukládání fosforu v nadzemní biomase ponořených rostlin je obvykle krátkodobé, dochází k uvolňování velké části fosforu rozkladem opadu. Fosfor je odumřením rostlin uvolňován z biomasy zpět do mokřadního ekosystému (Reddy et al., 1999).

Jak Reddy et al. (1999) dále uvádějí, efekt vegetace na zachycování fosforu závisí na typu vegetace, poměru nadzemních a podzemních částí rostlin, míře obratu odumřelé organické hmoty, typu metabolických procesů a fyzikálně-chemických vlastnostech vodního sloupce.

5.5 Těžké kovy

Mezi procesy odstraňování kovů v umělých mokřadech patří sedimentace, filtrace, adsorpce, tvorba komplexů, srážení, kationtová výměna, vázání rostlinami a reakce zprostředkované mikroorganismy, zejména oxidace. Kovy se vyskytují buď rozpuštěné, nebo jako pevné částice. Rozložení mezi pevnými a rozpuštěnými částicemi závisí na fyzikálně-chemických procesech, jako například sorpce, srážení, tvorba komplexů, sedimentace, eroze a difúze. Některé kovy, jako Cd nebo Zn, mají vyšší sklon vyskytovat se v rozpuštěné formě, zatímco například olovo má tendence vyskytovat se v pevné formě (Vymazal, 2003c).

5.5.1 Adsorpce a kationtová výměna

Adsorpce zahrnuje vázání částic rozpuštěných sloučenin z roztoku na rostliny nebo na podloží. Během kationtové výměny dochází k reakci kladně nabitých částic kovu v roztoku se záporně nabitými částicemi adsorbentu. Adsorpce kovů na povrch rostlin může být významná u rostlin majících velký povrch. Stejně tak kapacita kationtové výměny je ovlivněna povrchem dostupným pro přemístění kationů silněji nabitými kationy kovů z odpadní vody (Cooper et al., 1996).

5.5.2 Reakce zprostředkované mikroorganismy

Mokřadní půdní substrát může být rozdělen na aerobní a anaerobní zóny. Je dobře známý výskyt bakterií oxidujících kovy v aerobních zónách i bakterií redukujících sírany v zónách anaerobních, které také způsobují srážení oxidů a sulfidů těžkých kovů (Vymazal, 1995a).

Železo se vyskytuje v mokřadech zejména ve formě Fe^{2+} . Ta je rozpustnější a tím pádem i více dostupná organismům. Přímá enzymatická oxidace Fe^{2+} (stejně tak i Mn^{2+}) je omezená na malé spektrum organismů, většina bakterií způsobuje srážení Fe (nebo Mn) nepřímo, například pozměňováním hodnoty pH, které vede k chemické oxidaci a následně ke srážení. Z tohoto důvodu může oxidace železnatých iontů probíhat skoro kompletně chemicky. Oxidace železa je následována srážením oxidu železitého. To je považováno za nejdůležitější mechanismus odstraňování železa v umělých mokřadech používaných pro čištění odpadních vod bohatých na železo, např. kyselá důlní vody (Cooper et al., 1996).

Produktem mikrobiální redukce síranů je sirovodík. Dochází ke zvýšení pH působením hydrogenuhličitanových iontů. Sirovodík je uvolňován v plynné formě a

hned poté uvolňuje S^{2-} . Tento rychlý sled reakcí probíhá se širokým spektrem kovů a jako produkty jsou vysráženy sulfidy těchto kovů (Cooper et al., 1996).

5.5.3 Vázání na rostliny

Kovy rozpuštěné ve vodě jsou dostupné pro mokřadní rostliny. Některé mokřadní druhy mají schopnost přímo vázat těžké kovy. Jejich akumulace může být dostatečná pro uhynutí rostliny během jedné vegetační sezóny. Mnoho druhů si však vyvinulo obranné mechanismy proti příjmu těžkých kovů. Těžké kovy jsou nejvíce akumulovány v kořenech rostlin, dále pak v oddencích. V nadzemních částech rostlin jsou jejich koncentrace mnohem nižší. Proto sklizení nadzemních částí pomůže k odstranění těžkých kovů pouze minimálně (Vymazal, 2003c).

5.5.4 Filtrace

Vodní rostliny mohou přispět k odstranění těžkých kovů pomáháním přímé filtraci pevných částic. Druhy rostlin s velkým povrchem jsou velmi efektivní při zadržování částic kovových hydroxidů vysrážených z roztoku (Cooper et al., 1996).

5.6 Odstraňování bakteriálního znečištění

Při vypouštění odpadních vod do mokřadů se můžeme často setkat s vodami s vysokým obsahem mikrobiálního znečištění.

Odstranění bakteriálního znečištění nikdy není primární cíl čištění odpadních vod v umělých mokřadech. V mokřadech se však kombinují fyzikální, chemické i biologické faktory vhodné pro jeho odstranění. Fyzikální faktory zahrnují mechanickou filtraci a usazování, chemické pak oxidaci, UV záření, vystavení bioxidům produkovaným některými rostlinami a adsorpci na organickou hmotu. Mezi biologické faktory patří antibiόza a predace (např. zooplankton). Nejvýznamnějšími faktory způsobující odstraňování bakterií v mokřadech jsou míra hydraulického zatížení a aerobní podmínky v mokřadu (Vymazal, 2003c).

6 Rozdělení prognózních modelů

Při prognózních výpočtech procesů probíhajících v mokřadních systémech lze s úspěchem použít nejrůznější modely. Shamsi (2007) rozděluje použitelné modely pro řešení tohoto typu úloh na: a) fyzikální a b) matematické. Mezi fyzikální modely patří např. modely reálných mokřadních systémů (modely měřítkové – z anglického „scale models“), a analogové. Matematické se potom dělí na deterministické, stochastické a kombinované.

6.1 Fyzikální modely

6.1.1 Fyzikální modely měřítkové (scale models)

Měřítkové fyzikální modely (scale models) simulují části přirozeného světa v laboratorních podmínkách. Používají se například pro simulaci srážko-odtokových vztahů, nebo v říční hydraulice při simulaci zatížení vodních staveb (Dingman, 2002).

V problematice umělých mokřadů můžeme jako příklad uvést model kořenové čistírny v Přibicích vytvořený na VUT Brno v roce 2006. Pomocí tohoto modelu byla testována funkčnost vegetačních čistíren v zimním období (obr. 7).



Obr. 8: Model kořenové čistírny (Prokešová, 2006)

6.1.2 Fyzikální modely analogové

Analogové fyzikální modely představují fyzikální simulace studovaného systému. Tyto modely využívají podobnost některých fyzikálních jevů, např. podobnost Darcyho, Ohmova a Furierova zákona pro šíření fyzikálních polí. Tato podobnost potom umožňuje využití např. elektrického nebo tepelného pole k řešení hydrodynamických úloh (Shamsi, 2007).

6.2 Matematické modely

Shamsi (2007) rozděluje matematické modely na deterministické, stochastické a smíšené.

6.2.1 Matematické modely stochastické

Jedná se o modely, ve kterých chybí návaznost mezi příčinou a následkem popisovaného jevu v rámci charakterizovaného systému. Patří sem např. denní srážkové modely.

6.2.2 Matematické modely deterministické

Tyto modely popisují pomocí matematických vztahů fyzikální systém. Přesnost popisu tohoto systému se zvyšuje s kvalitou vstupních dat, se stoupající přesností popisu roste nárok na vstupní data. Deterministické modely je možné dále rozdělit do dvou skupin na základě kvality a kvantity pozorovaných proměnných a odvozených parametrů. Modely můžeme tedy dělit na hydrologické a hydrodynamické.

Hydrodynamické modely potom popisují realitu nejvěrněji, respektují principy zachování hmoty, hybnosti a energie. Tyto modely popisují systémy pomocí diferenciálních rovnic. Modely popisují buď dílčí hydrologické procesy (modely komponentní) nebo všechny hydrologické procesy v povodí (komplexní modely).

Mezi komplexní modely patří mimo jiné i program Processing Modflow (dále jen PMWIN), který jsem používal při řešení své diplomové práce.

6.2.3 Matematické modely smíšené

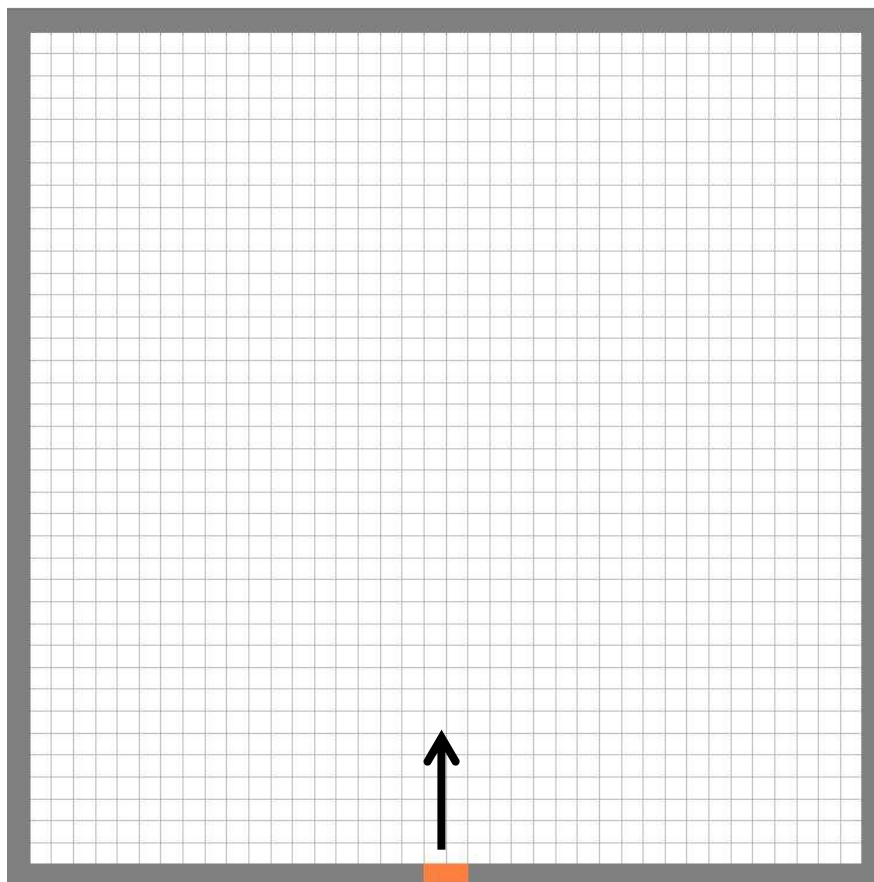
Jedná se o kombinaci modelů stochastických a deterministických. V těchto modelech se setkáváme s dílčími modely stochastické i deterministické povahy. Jejich správná kombinace vede k zdokonalení výstupů deterministického modelu.

7 Matematické modelování mokřadů

Pro matematické modelování umělého mokřadu byly stanoveny tyto tři základní scénáře:

1. Ověření vlivu hydraulických vlastností výplně mokřadu na proudění odpadní vody a šíření znečištění tělesem mokřadu.
2. Zjištění času potřebného pro dostatečné odstranění kontaminantů z odpadní vody.
3. Průběh změn koncentrací znečištění v závislosti na zvolené kinetice (pouze advekce a disperze, biodegradace).

Ve všech variantách se předpokládalo, že proudění vody v mokřadu je ustálené (stacionární) a že se mění pouze propustnost vrstev, kinetika procesů a čas, za kterého docházelo ke sledovaným procesům. Kriteriačním parametrem byla koncentrace kontaminantů v celém mokřadu. Vliv teploty, obsahu kyslíku atp. jsem nebral v úvahu. Prostředí bylo homogenní a izotropní. Schéma modelu je na obr. 8.



Obr. 9: Schéma modelu mokřadu

7.1 Základní informace o programu PMWIN

Při zpracování předloženého modelu jsem použil program Processing Modflow (PMWIN), protože je pro něj udělena studijní licence a je volně k dispozici v učebnách ČZU Praha. Zároveň je vytvořena i základní verze, která je volně dostupná na internetu.

PMWIN je simulační systém pro modelování proudění podzemní vody a transportních procesů, založený na metodě konečných diferencí modelu MODFLOW, dále pak na modelu PMPATH pro sledování pohybu částic, na modelu transportu roztoků MT3D a na modelu PEST pro odhad optimálních hodnot parametrů (Chiang et Kinzelbach, 1998).

Tento program byl původně navržen pro sanační projekt skládky odpadů na pobřeží v severním Německu v roce 1989. Nejprve byl program navržen jako pre a postprocessor pro MODFLOW (vyvinutý Geologickou službou USA). Postupné zdokonalování programu vedlo k přidání součástí MODPATH a MT3D. První verzi s vlastním prostředím běžící v systému MS-DOS napsali Chiang a Kinzelbach v roce 1991. Grafický výstup byl sice omezen na hydrogramy a izolinie piezometrických výšek, představoval však technický průlom v rámci grafických výstupů z modelů popisujících proudění podzemní vody. O dva roky později začali Chiang a Kinzelbach připravovat verzi pro operační systém Windows. Byla přidána součást PMPATH pro modelování transportu částic.

Využívání tohoto produktu pro popis a předpovídání chování systémů podzemní vody se v posledních letech významně zvýšilo. Modflow je schopen simulovat efekt vrtů, řek, drenáže, rozdílu hladin a evapotranspirace. Dále umožňuje výpočet pružného i nepružného stlačování hydrogeologických kolektorů v závislosti na změnách tlaku vodního sloupce.

7.2 Součástí programu

PMWIN podporuje simulaci vrtů, řek, reservoárů, drénů, rozdílu hladin, evapotranspirace, poklesu terénu a stlačování. Zároveň obsahuje balíček Density, pro zjištění denzity při průtoku modelem.

PMPATH je model advektivního transportu částic, probíhá nezávisle na PMWIN. Využívá výsledků simulací z PMWIN nebo MODFLOW a na jejich základě vypočítává trasy proudění podzemní vody a čas proudění. Zároveň umožňuje

jednoduché umístění částic do modelu a sledování jejich trajektorií. Výpočet je možný pro ustálené i proměnné proudění, pro proměnné proudění je potom možné nastavit začátek v jakémkoliv časovém kroku. Vzhledem k tomu, že PMPATH umožňuje grafické výstupy na vysoké úrovni, není zde potřeba dalšího přídatného programu pro grafickou prezentaci výsledků simulace.

MT3D/MT3D96 může být využit pro simulaci změn koncentrací směsi kontaminantů v podzemní vodě. Model pracuje s advekcí, disperzí a jednoduchou chemickou reakcí.

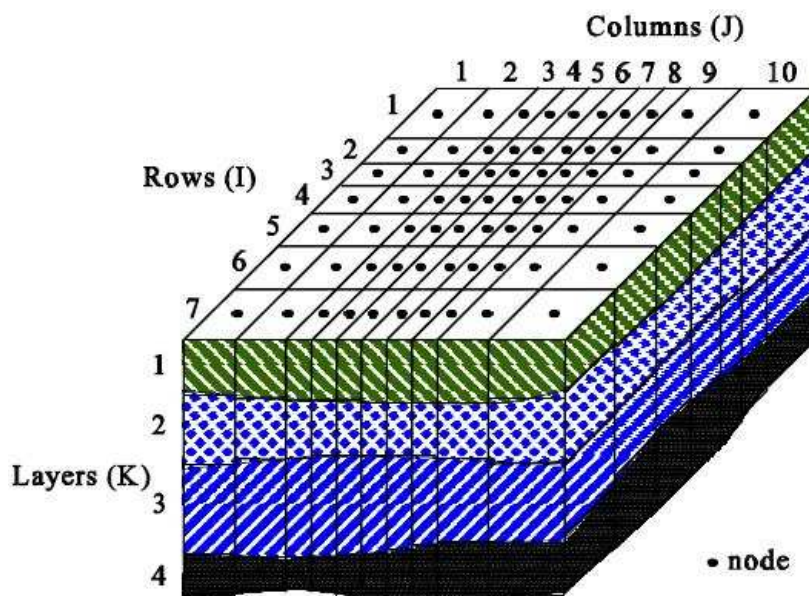
MT3DMS je další generací modelu MT3D. Umožňuje simulaci pro více druhů kontaminantů (max. 30 různých druhů), dále umožňuje více možností při nastavení chemické reakce a je zde možné nastavit i simulaci radioaktivního rozpadu nebo biodegradace.

MOC3D navazuje na 2-D MOC. Jedná se o model obsahující advekci, disperzi a jednoduchou chemickou reakci.

Velmi důležitou součástí programu je „Result extractor“. Výsledky výpočtů MODFLOW nebo MT3D jsou za normálních okolností ukládány v binární soustavě a nemohou být zobrazeny. Result extractor umožňuje převedení z jakéhokoliv časového kroku a jakékoliv vrstvy do decimální soustavy a jejich zobrazení. Zároveň je možné ukládat tyto výsledky přímo ve formátu využívaném dalšími programy, například ve formátu *.srf pro Surfer (program pro vykreslování izolinií).

7.3 Postup při tvorbě modelu

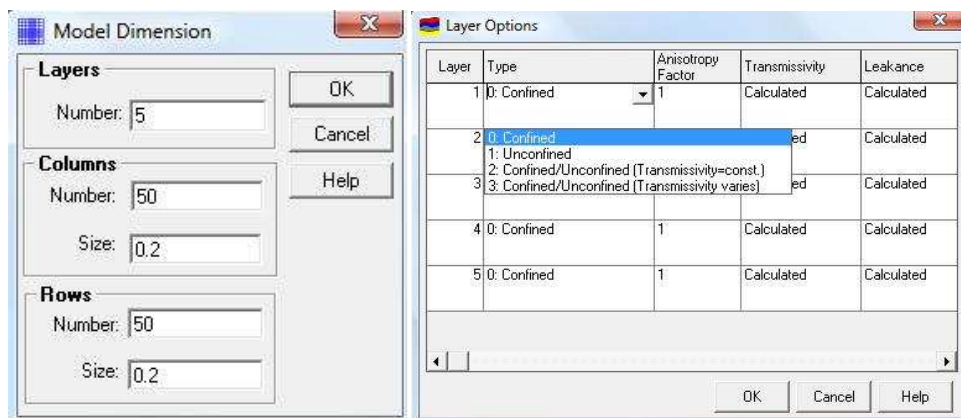
Prvním krokem při vytváření modelu v programu PMWIN je diskretizace výpočetní sítě. Program pracuje s čtvercovou sítí (grid), ve které probíhají výpočty. Ve směru osy x tvoří výpočetní síť sloupce (columns), ve směru osy y řady (rows) a ve směru osy z tvoří vrstvy (layers). Výpočty probíhají v každé z buněk modelu (obr. 9).



Obr. 10: Prostorová diskretizace výpočetní sítě

Pro orientaci v modelu využívá PMWIN systém souřadnic ve formátu [J, I, K], takže např. buňka umístěná ve druhém sloupci a šesté řadě v první vrstvě je označena [2, 6, 1]. Při řešení úloh, které to vyžadují, je možné i využití reálných souřadnic.

Dále je nutné nastavit vlastnosti jednotlivých vrstev. U každé vrstvy je možné nastavit typ zvodně (s volnou hladinou, s napjatou hladinou, s volno/napjatou hladinou). K jednotlivým vrstvám lze přiřadit způsob zjištění transmisivity, propustnosti a storativity. Tyto hodnoty jsou buď dopočítány programem, nebo mohou být ručně zadány uživatelem. Dialogové okno pro zadání geometrie modelu a vlastností vrstev je znázorněno na obr. 10.



Obr. 11: Nastavení geometrie modelu a vlastností vrstev

Pro správný průběh výpočtu je nutné vhodné nastavení okrajových podmínek. Okrajové podmínky rozděluje a popisuje Valentová (2001). Rozlišuje tři typy okrajových podmínek:

1. **Hranice s předepsanou hodnotou hydraulické výšky:** o tuto hranici se jedná v případě, kdy ve všech bodech dané oblasti známe hodnotu hydraulické výšky po celou dobu zkoumaného procesu. Nazývá se také okrajová podmínka prvního typu, nebo Dirichletova okrajová podmínka. Okrajové podmínky tohoto typu se vyskytují, je-li oblast proudění ve styku s otevřenou vodní hladinou (řeka, jezero apod.)
2. **Hranice s předepsaným tokem:** vyskytuje se v případě, kdy je ve všech bodech hranice známa hodnota toku ve směru kolmém na hranici. Tato okrajová podmínka se nazývá také okrajová podmínka druhého typu neboli Neumannova okrajová podmínka. Zvláštním případem Neumannovy okrajové podmínky je nepropustná hranice. Jedná-li se o nepropustnou hranici je složka hodnoty toku kolmá k hranici rovna nule.
3. **Polopropustná hranice** se vyskytuje tam, kde je oblast proudění v kontaktu s otevřeným vodním zdrojem (nebo jiným porézním prostředím), ale je oddělena polopropustnou vrstvou. Tento typ okrajové podmínky se nazývá okrajová podmínka třetího typu, nebo také Cauchyho okrajová podmínka.

V programu PMWIN je možné zadání okrajových podmínek pro model MODFLOW (tyto okrajové podmínky jsou v programu označeny jako IBOUND) i pro model MT3D (resp. MT3DMS), kde se jedná o okrajové podmínky koncentrací kontaminantů. Ty jsou označeny jako ICBUND. Okrajové podmínky je možné zadat

do každé buňky zvlášť a zadávají se ve formě konstant -1 (program během výpočtu nechává v buňce konstantní zadanou hodnotu), 0 (nepropustná hranice) a 1 (buňky, kde program upravuje během výpočtu funkční hodnoty). Díky tomu je možné v programu jednoduše vytvořit nepropustné bariéry, řeky nebo vodní plochy. Zároveň jsme schopni nastavit pomocí ICBUND např. místa, kudy se dostává do zájmového území kontaminující látka.

Při nastavení mocnosti modelu se zadává pro každou vrstvu výška horní části každé vrstvy. Na základě toho je pak program schopný vypočítat mocnost jednotlivých vrstev a každé vrstvě přiřadit i hodnotu elevace její spodní části (model předpokládá, že jednotlivé vrstvy na sebe navazují). Zároveň je však možné tyto hodnoty zadat ručně.

Takto jsou nastaveny všechny základní geometrické vlastnosti modelu, nyní je nutné nastavit hydraulické parametry a čas, ve kterém bude simulace probíhat. Co se týče času, je možné zvolit mezi ustáleným a proměnným prouděním, dále je možné nastavit délku výpočtu a počet kroků, ve kterých výpočet proběhne (v případě proměnného proudění). Z hydraulických vlastností modelu je nutné ručně nastavit počáteční hydraulické výšky, horizontální a vertikální hydraulickou vodivost a účinnou (efektivní) pórovitost. Ostatní parametry (koeficient storativity, transmisivitu a propustnost mezi vrstvami) je program schopen dopočítat na základě zadaných hodnot. Hodnoty je možné zadávat do každé buňky zvlášť, do více buněk určených polygonem, nebo do celé vrstvy (pomocí tlačítka „Reset matrix“). Práci s programem velmi usnadní možnost zvolit kopírování zadaných hodnot buď do ostatních buněk, nebo i do ostatních vrstev. Zároveň je možné daný parametr zadat pro celý model.

8 Metodika modelování mokřadu

Model umělého mokřadu byl vytvořen na základě dat a informací získaných zpracováním literární rešerše. Pro zjišťování možností modelování pomocí programu PMWIN byl stanoven typový umělý mokřad s podpovrchovým prouděním horizontálního směru. Rozměry mokřadu jsou 10 x 10 m, hloubka byla nejprve stanovena na 1,5 m, poté upravena na 1 m, vzhledem k hloubce, do které zakořeňují nejčastěji využívané rostliny. U *Phragmites australis* je to 0,6 m, *Typha* spp. dosahuje hloubky přibližně 0,3 m a *Scirpus* spp. 0,8 (Cooper et al. 1996). Nejčastěji využívaná hloubka umělých mokřadů se tedy pohybuje mezi 0,6 m a 1 m. Rozměry

vycházejí z reálného projektu. Kontrolu správného zvolení rozměrů jsem provedl podle Vymazala (2003b), který uvádí, že ideální poměr délky mokřadu k jeho šířce by měl být přibližně 1 a délka by neměla být větší než 20 m. Ve výpočetní síti, se kterou PMWIN pracuje, jsou rozměry mokřadu 40 x 40 buněk o velikosti buňky 0,25 x 25 m. Vertikálně je model rozdělen do pěti vrstev, každá z nich má mocnost 0,2 m. Vzhledem k tomu, že výuková verze programu dostupná v učebnách ČZU Praha umožňuje vytvářet modely s maximálním počtem 9000 buněk, nebylo detailnější rozdělení možné.

Vtok do mokřadu se nachází v první vrstvě na úrovni hladiny, výtok potom ve spodní vrstvě na protější straně nádrže. Rozměr vtoku i výtoku je 0,4 m. Při modelování předpokládám, že veškerá voda zůstává pod povrchem. Dále pracuji s ustáleným režimem proudění (při simulacích neuvažuji s režimem napouštění mokřadu). Okrajové podmínky jsem zadal tak, aby byla vytvořena nepropustná hranice oddělující těleso mokřadu od okolí (pro tento model se jedná o okrajové podmínky IBOUND).

Při zadávání vstupních parametrů modelu bylo nutné určit si hodnoty hydraulických vlastností mokřadu. Gradient pro průtok vody mokřadem byl nastaven pomocí rozdílných počátečních hydraulických výšek na vtoku a výtoku. Jako materiál pro výplň tělesa mokřadu jsem předpokládal použití štěrku (dnes nejběžněji využívaný materiál). Hydraulickou vodivost jednotlivých vrstev jsem zadal podle Brixie (2003), a to 10^{-4} m.s^{-1} pro čtyři svrchní vrstvy, u spodní vrstvy potom 10^{-3} m.s^{-1} (předpokládal jsem použití hrubšího štěrku pro usnadnění průtoku). Hodnota efektivní (účinné) pórovitosti pro štěrk je 25 %. Koeficient storativity a transmisivitu program dopočítá na základě již zadaných parametrů. V tabulkách 1 a 2 jsou uvedeny hodnoty účinné pórovitosti a hydraulické vodivosti pro různé materiály (Corbin, 2008).

Tabulka 1: Hodnoty účinné pórovitosti různých materiálů

Materiál	Účinná pórovitost (%)
Štěrk	25
Písek, písek se štěrkem	20
Jemný písek, pískovec	10
Jíl se štěrkem, zpevněný štěrk	5
Jíl, láva	3

Tabulka 2: Hodnoty hydraulické vodivosti (K) pro různé materiály ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)

Materiál	min. hodnota K	max. hodnota K
Hrubý štěrk	10^{-1}	1
Štěrkopísek	10^{-4}	10^{-2}
Písek	10^{-7}	10^{-3}
Jíl	10^{-13}	10^{-9}

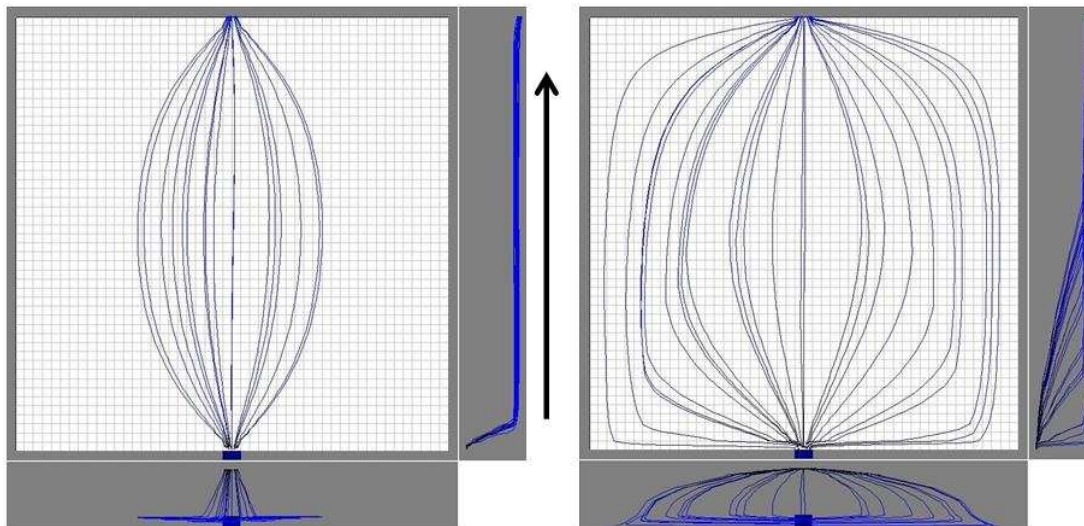
V takto vytvořeném modelu jsem pomocí modelu PMPATH (součást programu PMWIN) vytvořil model proudění vody a pohybu částic. V případě umělého mokřadu představuje i prostup znečištění tělesem mokřadu. Změnou základních parametrů jsem hledal optimální stav prostupu znečištění mokřadem.

Dalším krokem bylo modelování odstraňování znečištění během průtoku mokřadem. K simulaci jsem si vybral model MT3DMS, vzhledem k tomu, že patří k novějším součástem programu a umožňuje nejpodrobnější nastavení pro průchod znečištění mokřadem. Při vytváření simulace je nutné zvolit si okrajové podmínky pro výpočet koncentrací v průběhu průtoku znečištěné vody. V tomto případě se jedná o podmínky ICBUND a jejich zadání je obdobné jako u okrajových podmínek IBOUND: 1 pro buňky, ve kterých bude probíhat výpočet, 0 pro buňky, ve kterých bude mít koncentrace vždy nulovou hodnotu a -1 pro buňky s konstantní zadanou koncentrací. Na vstupu odpadní vody do mokřadu jsem zvolil počáteční koncentraci 100 % a na výtoku potom 0 (u výtoku jsem předpokládal recipient s vodou bez znečištění). Nejprve jsem spustil simulaci pouze s advekcí a disperzí (bez chemické reakce). Podle Kadlec et Knight (1996) lze odstraňování např. dusičnanů nejlépe charakterizovat chemickou reakcí prvního řádu. K této reakci jsem spustil navíc simulaci biodegradace (v programu je totožná se simulací radioaktivního rozpadu). Pomocí výsledků simulací a grafických výstupů jsem zjistil vývoj odstraňování kontaminantů během průchodu odpadní vody mokřadem. Změnou času potřebného pro výpočet jsem zjišťoval optimální dobu pro zdržení vody v umělém mokřadu.

9 Výsledky

9.1 Prognózní výpočet aktivní oblasti

Pomocí PMPATH jsem ověřil vliv zvolené výplně mokřadu na proudění odpadní vody a s tím spjaté šíření znečištění tělesem mokřadu. Grafické znázornění provedeného modelování je znázorněno na obr. 11.

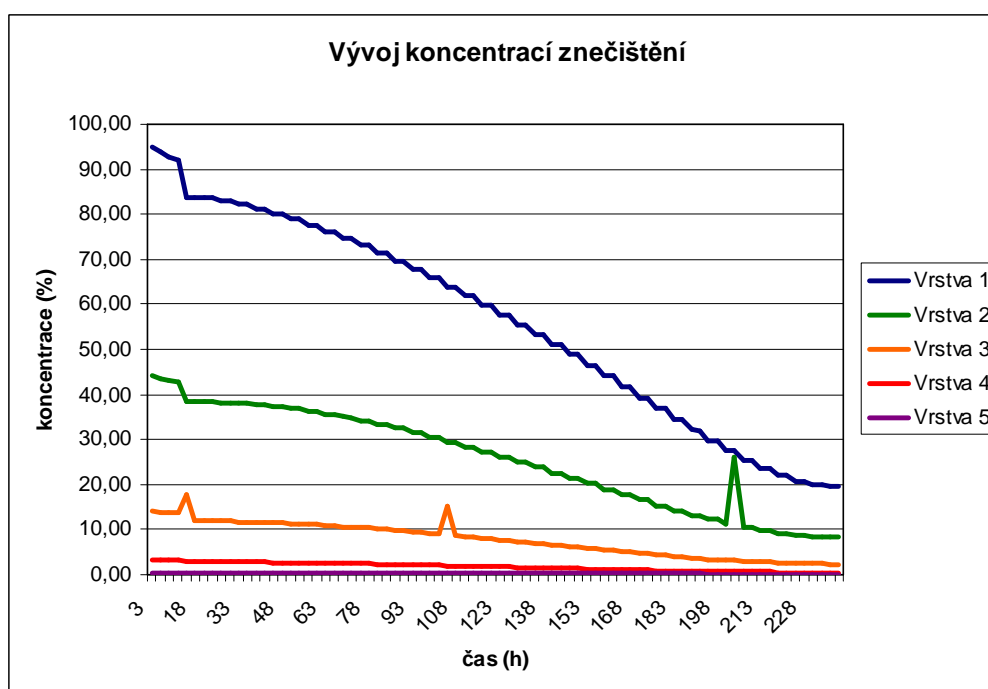


Obr. 12: Prostup znečištění při homogenní výplni mokřadu (vlevo) a při zařazení distribuční vrstvy. Šipka naznačuje směr proudění.

Z obr. 11 je patrné, že při použití homogenní výplně mokřadu může dojít k případu, kdy aktivní část pozitivně ovlivňující procesy degradace a transformace látek obsažených v odpadních vodách je pouze v osové části mezi vpustí a výpustí ze systému. Dojde tak k vytvoření zón, do kterých se proudící voda nedostane. Zároveň se do těchto zón nedostává dostatek živin (ve formě znečištění) pro mokřadní rostliny. Jako možné řešení modelování potvrdilo zařadit ke vtoku vertikální vrstvu s více propustným materiálem (hrubší šterk). Vrstva má vyšší hodnotu účinné pórovitosti a hydraulické vodivosti. Tím se výrazně zvýší rovnoměrnost proudění znečištěné vody. Zvýší se také doba zdržení a čistící účinek se projeví celým objemem umělého mokřadu. V praxi je tato metoda využívána, vrstva hrubšího šterku je označována jako distribuční vrstva (zóna).

9.2 Modelování změn koncentrace kontaminantů

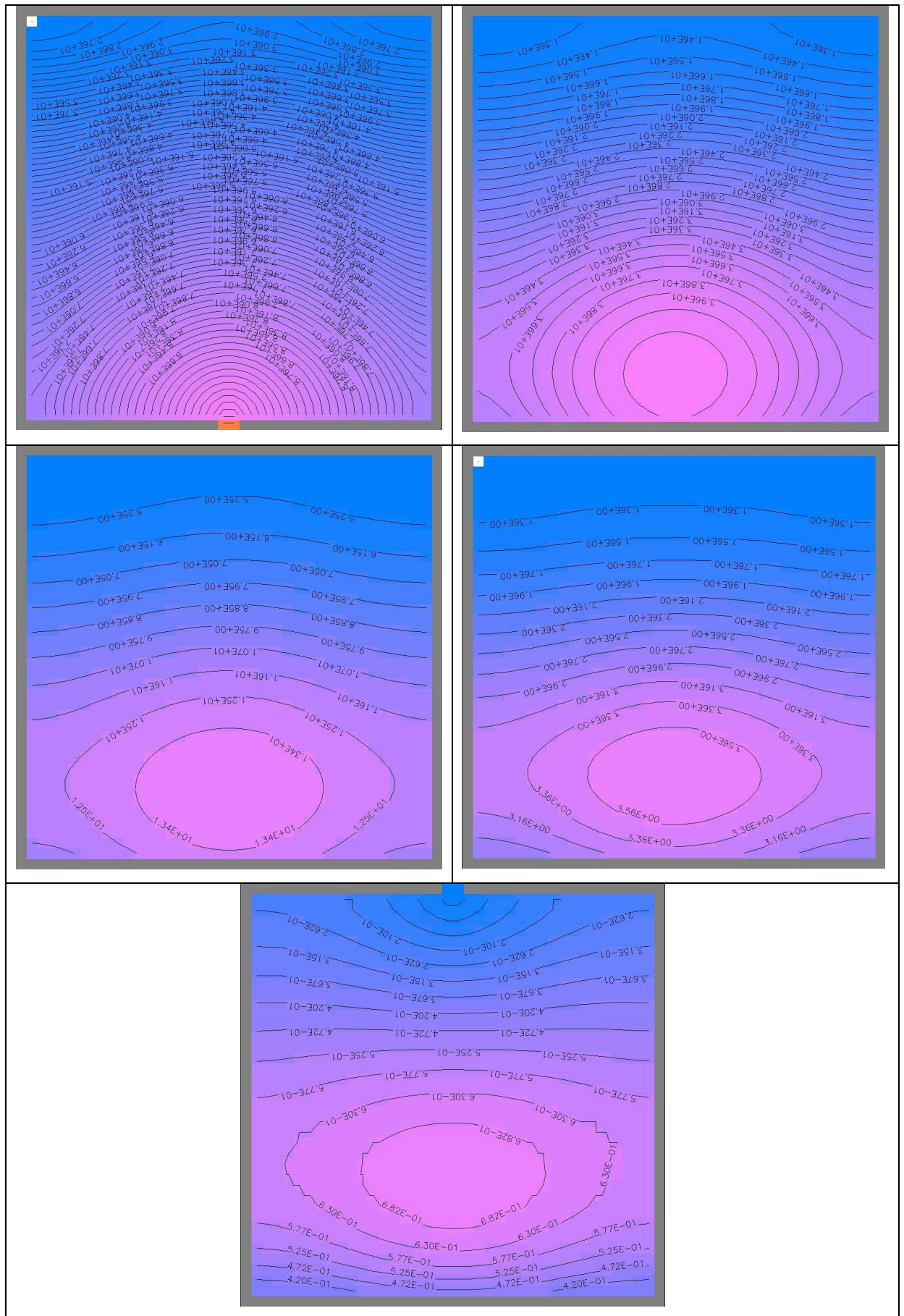
Při modelování odstraňování znečištění pomocí MT3DMS hrál důležitou roli čas, během kterého bude výpočet probíhat. Podle literatury (Vymazal, 1995b) kolísá doba zdržení na základě charakteru odpadní vody v rozmezí 5-15 dní. Model jsem tedy nastavoval postupně na pět, sedm a nakonec deset dní. Desetidenní doba se ukázala jako dostačující pro odstranění kontaminantů. Jak je patrné z grafu znázorněném na obr. 12 koncentrace znečišťujících látek se po deseti dnech snížila ze 100 % (na vstupu) na 0,087 % (na výstupu – recipient).



Obr. 13: Vývoj koncentrací znečištění během průchodu jednotlivými vrstvami

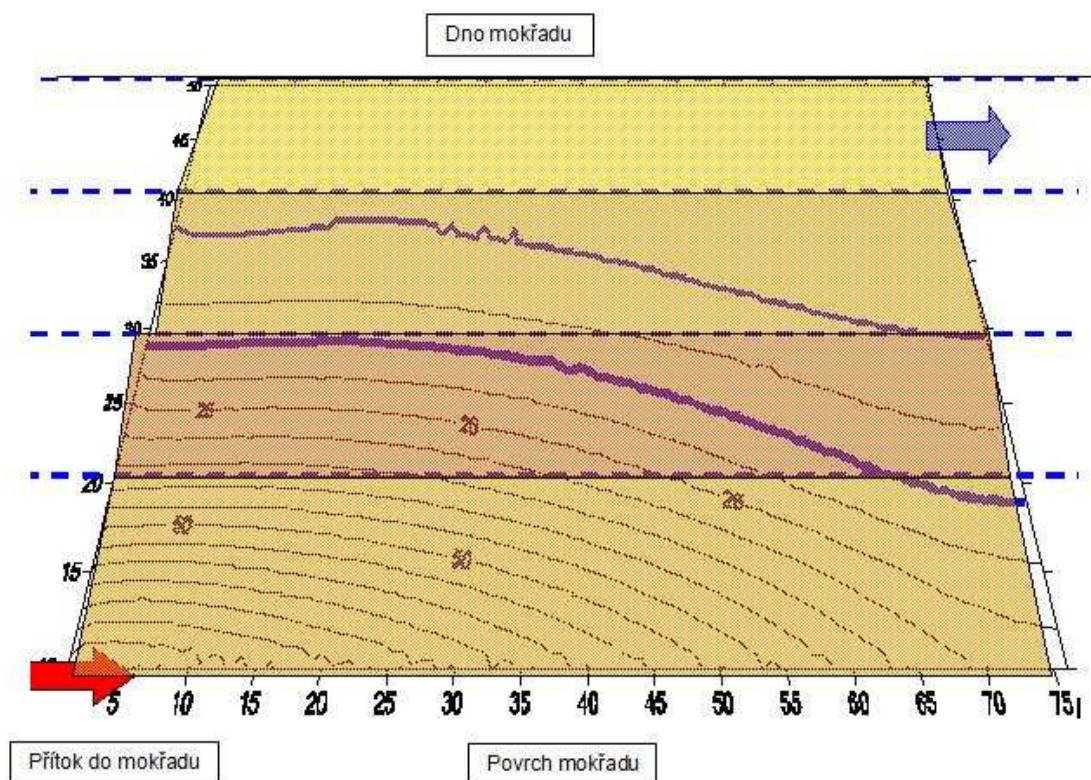
Dále je zřejmé, že nejvyšší míra odstraňování kontaminujících látek je ve svrchní vrstvě, koncentrace zde klesá až na 19,47 %. Do druhé vrstvy se dostává znečištění o maximální koncentraci 44,08 %, do třetí potom 14,07 %, do čtvrté 3,2 % a v páté vrstvě už je koncentrace téměř zanedbatelná (0,52 % ve vrchní části mokřadu a 0,087 % ve spodní části).

Program PMWIN dále umožňuje vizualizovat výsledky modelování pomocí izolinií hydraulických výšek, koncentrací a dalších počítaných hodnot v jednotlivých místech modelu. Přesnost a kvalita těchto vizualizací závisí především na zvoleném rozlišení modelu. Na obr. 13 je znázorněna změna v koncentracích kontaminantu v jednotlivých vrstvách modelu. Červená barva znázorňuje znečištění, s přechodem do modré jeho koncentrace klesá. Příklad znázorňuje průběh znečištění bez nastavení sorpce, probíhá pouze advekce a disperze. Čas výpočtu je 10 dní.



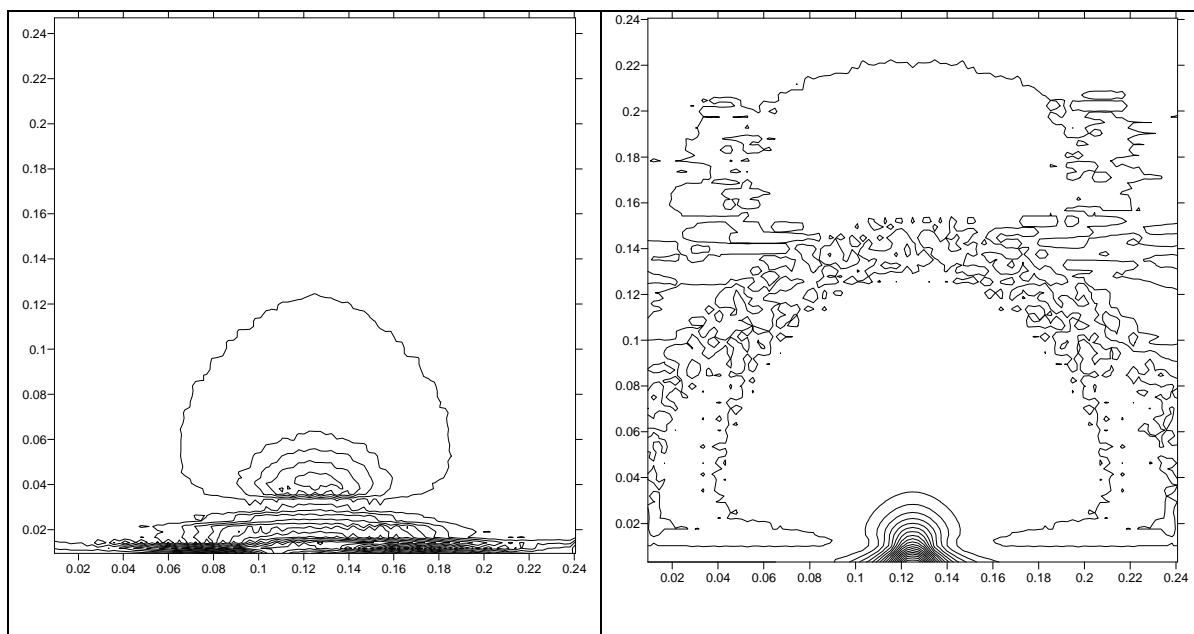
Obr. 14: Mapy izoliní koncentrací v jednotlivých vrstvách (PMWIN)

Vzhledem k tomu, že výsledky modelování pomocí programu PMWIN je možné dále použít při práci s dalšími programy, je možné mapy izolinií vykreslit např. i pomocí programu Surfer. Na obr. 14 jsou znázorněny izolinie pro stejný případ (průtok znečištění s průběhem advekce a disperze během deseti dní).



Obr. 15: Změna koncentrace kontaminantu (Surfer)

Následně byla spuštěna simulace se zapojením chemické reakce prvního řádu spolu s biodegradací. Během tohoto procesu došlo k odstranění významné části znečištění již v první vrstvě modelu při vstupu do mokřadu. V páté vrstvě na výstupu koncentrace dosahovaly hodnot řádově 10^{-44} . Výsledky modelování jsou znázorněny na obr. 15. Vzhledem k tomu, že hodnoty koncentrací znečištění dosahovaly velmi nízkých hodnot, nebyla možná vizualizace v PMWIN, proto byla použita vizualizace pomocí programu Surfer. Velká nerovnost izolinií na výstupu je způsobena právě počítáním s velmi malými čísly.



Obr. 16: Izolinie koncentrací v 1. a 5. vrstvě modelu

10 Diskuze

Na základě informací získaných při zpracování rešerše a výsledků modelování lze shrnout hlavní výhody a nevýhody programu PMWIN pro zjišťování účinnosti umělých mokřadů následovně:

Mezi hlavní výhody tohoto produktu patří zejména jednoduché nastavení geometrie modelu. Díky výpočetní síti tvořené buňkami (grid) je možné snadné a relativně přesné zachycení skutečných rozměrů a tvaru sledovaného území. (v mém případě umělého mokřadu).

Nevýhodou ovšem je omezení počtu buněk na 9000 (u studijní verze programu), a z toho vyplývající problémy, zejména při tvorbě vícevrstvých modelů, grafická nedokonalost jejich následných vizualizací a zároveň ne vždy příliš přesné zobrazení reálného stavu (zejména v případě rozlehlého řešeného území).

Snadné je nastavení vstupních parametrů modelu. Výhodou je buď jejich nastavování pro celou vrstvu (případně celý model), nebo nastavení pro jednotlivé buňky (např. chceme-li vytvořit místa se specifickými vlastnostmi – distribuční vrstva, vtok a výtok). Zde ovšem nastává další problém při vytváření modelu. Pokud pracujeme pouze se zeminami (štěrky, písky...), není problém zadávané hodnoty zjistit. Při modelování umělého mokřadu však musíme vycházet z předpokladu, že jeho vlastnosti jsou ovlivňovány i mokřadními rostlinami (např. na hydraulické vlastnosti výplně mají vliv kořenové systémy rostlin, je zde značný vliv i na procesy

probíhající při odstraňování znečištění). Kickuth (1981) uvádí, že hydraulická vodivost jakékoliv hlinité půdy se po třech vegetačních sezónách ustálí na hodnotě 10^{-3} m.s^{-1} . Naproti tomu McIntyre et Riha (1991) a Marsteiner et al. (1996) tvrdí, že hydraulická vodivost se často snižuje a obvykle dochází k její stabilizaci až v rozmezí 10^{-5} až 10^{-6} m.s^{-1} . Proto není vhodné při návrhu umělých mokřadů vycházet z předpokladu, že se hydraulická vodivost půdy zvýší jako důsledek růstu kořenů a oddenků mokřadních rostlin (Brix, 2003).

Při modelování šíření a odstraňování znečištění z odpadní vody jsem zvolil zadávání koncentrací v procentech (tedy 100 % na vstupu a 0 % na výstupu). Jak je patrné z grafických výstupů, znečištění se šíří v souladu výsledky modelování v programu PMPATH. Nastává zde však stejný problém jako při nastavování hydraulických vlastností modelu, a sice zahrnutí vlivu vegetace na chemické reakce probíhající v mokřadu. Program například vůbec neumožňuje namodelovat odstraňování živin z odpadní vody akumulací v mokřadních rostlinách a následnou sklizní biomasy. V odstraňování znečištění hrají značný vliv i mikroorganismy, jejichž vliv se mi v modelu také nepodařil nijak zohlednit. Pro zahrnutí vlivu kořenových systémů rostlin při provzdušňování a vytváření aeračních zón (důležitých např. pro průběh nitrifikace) je možné vytvoření specifických buněk v rámci modelu s jinými podmínkami než mají buňky okolní. Vzhledem k omezení počtu buněk v rámci jednoho modelu by však nebylo toto rozdělení dostatečně přesné. Je třeba také zmínit značnou nestabilitu programu při práci s nízkými hodnotami. Při práci s hodnotami 10^{-15} a nižšími se program ukončuje.

Nespornou výhodou programu PMWIN je možnost využití dat získaných modelováním jako vstupních dat pro další programy, např. pro vizualizace pomocí programu Surfer nebo Visual Modflow. Výhodná je také možnost volného přístupu k základní licenci programu na internetu, tato licence však nepodporuje grafické výstupy ve formě izolinií, postačuje však pro všechny základní výpočty a následné zobrazení výsledků pomocí Result extractor.

Tento model poskytuje dostatečně názorné výsledky o procesech probíhajících v jednoduchých umělých mokřadech, a proto jej lze doporučit jak pro výuku, tak i pro zpracování diplomových a doktorandských prací.

11 Závěr

Využitelnost programu PMWIN pro zjišťování účinnosti umělých mokřadů pro čištění odpadních vod je limitována jedním zásadním faktorem: neumožňuje dostatečně do výpočtů zahrnout vliv vegetace (a případně i mikroorganismů) na protékání vody a odbourávání znečišťujících látek.

Úloha vegetace v umělých mokřadech na těchto procesech je sice více či méně známá a popsána, pro zahrnutí do modelů vytvořených tímto programem je však nutné její exaktní vyjádření. Pro zefektivnění modelování účinnosti umělých mokřadů je nutné navrhnout vhodné postupy pro měření vlivu vegetace na čištění odpadních vod v souladu jejich zadáváním do modelových výpočtů.

Na druhé straně volná dostupnost základní verze programu na internetu, jeho intuitivnost, relativně dobře zpracovaný manuál, přehlednost a snadné nastavení základních vstupních parametrů z něj činí prozatím alespoň užitečný nástroj pro rámcové navrhování mokřadů (z hlediska jejich tvaru, materiálů vhodných pro výplň, nastavení vhodného sklonu a časových parametrů průtoku odpadní vody).

Je třeba si však uvědomit, že originalita a komplikovanost přírodních procesů probíhajících v umělých mokřadech při čištění odpadních vod je tak značná, že jejich napodobení v matematickém modelu je do velké míry omezené.

Ukazuje se, že znalost kinetiky jednotlivých transformačních procesů má rozhodující význam pro prognózní výpočty s využitím metody matematického modelování. Lze podotknout, že se mi nepodařilo dohledat žádnou odbornou literaturu, která by se touto problematikou zabývala na potřebné úrovni.

12 Literatura

- Biolib.cz, 2010:** Biological library. Online: <http://www.biolib.cz>, cit. 20.2.2010.
- Brix H., 1990:** Gas exchange through the soil-atmosphere interface and through dead culms of *Phragmites australis* in a constructed wetland receiving domestic sewage. *Water research* 24: 259-266.
- Brix H., 1993:** Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes, and treatment performance. Moshiri G.A. (ed.): *Constructed wetlands for water quality improvement*. Lewis Publisher Inc, Boca Raton, FL: 9-22.
- Brix H., 1994:** Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology* 29: 71-78.
- Brix H., 1998:** Denmark. In Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Green M.B. et Haberl R. (eds.): *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, NL: 123-156.
- Brix H., 2003:** Plants used in constructed wetlands and their functions. In Dias V. et Vymazal J. (eds.): *1st international seminar on the use of aquatic macrophytes for wastewater treatment in constructed wetlands*. ICN, INAG, Lisboa, Portugal: 81-109.
- Buresh R.J., Casselman M.E. et Patrick W.H., 1980:** Nitrogen fixation in flooded soil systems: a review. *Advances in Agronomy* 33: 149-192.
- Cooper P.F., Job G.D., Green M.B. et Shutes R.B.E., 1996:** *Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. WRC Publications, Medmenham, Marlow, UK: 856 s.
- Corbin R.S., 2008:** An analysis of groundwater flow patterns in a constructed treatment wetland cell. Air Force Institute of Technology, Wright-Patterson, OH: 104 s.
- Department of Agriculture and Food, 2010:** Declared plants database. South Perth, AU, online: <http://www.agric.wa.gov.au>, cit. 15.1.2010.
- Douce G.K. et Moorhead D.J., 2009:** Invasive species. University of Georgia, Tifton, GA, online: <http://www.invasive.org>, cit. 16.12.2009.
- Dingman L.S., 2002:** *Physical hydrology*. Prentice Hall, 456 s.
- Geller G., Kleyn K. et Lenz A., 1990:** „Planted Soil Filters“ for wastewater treatment: the complex system „Planted Soil Filter“, its components and their development. In Cooper P.F. et Findlater B.C. (eds.): *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. Pergamon Press, Oxford, UK: 161-170.

- Haberl R., 2003:** History of the use of constructed wetlands. In Dias V. et Vymazal J. (eds.): 1st international seminar on the use of aquatic macrophytes for wastewater treatment in constructed wetlands. ICN, INAG, Lisboa, Portugal: 1-15.
- Hammer D.A., 1992:** Creating freshwater wetlands. Lewis Publishers Inc, Chelsea, MI: 448 s.
- Hauck R.D., 1984:** Atmospheric nitrogen chemistry, nitrification, denitrification, and their relationship. In Hutzinger O. (ed.): The Handbook of Environmental Chemistry 1.C., The Natural Environment and Biochemical Cycles. Springer-Verlag, Berlin: 105-127.
- Húska D., Jureková Z. et Jurík L., 2003:** Aktuálny stav návrhu a prevádzky vegetačných čistiarní odpadových vod na Slovensku. In Přírodní způsoby čištění odpadních vod III. VUT FAST, Brno: 15-20.
- Chianq W.H., 2009:** PM WiN.net. online: <http://www.pmw.in.net>, cit. 6.11.2009.
- Chiang W.H. et Kinzelbach W., 1998:** Processing Modflow: a simulation system for modeling groundwater flow and pollution. Chiang and Kinzelbach: 225 s.
- Kadlec R.H. et Knight R.L., 1996:** Treatment wetlands. CRC Press LLC, Boca Raton, FL: 904 s.
- Kickuth R., 1981:** Abwasserreinigung in mosaikmatrizen aus aeroben und anaeroben teilbezirken. In: Moser F. (ed.): Grundlagen der Abwasserreinigung. Wien: 639-665.
- Knight R.L., Ruble R.W., Kadlec R.H. et Reed S.C., 1993:** Wetlands for wastewater treatment: Performance database. In Moshiri G.A. (ed.): Constructed wetlands for water quality improvement. Lewis Publisher Inc, Boca Raton, FL: 35-58.
- Květ J. et Čížková H., 2003:** Úloha rostlin ve vegetačních čistírnách. In Malá E. et Šálek J. (eds.): Přírodní způsoby čištění odpadních vod III. VUT FAST, Brno: 41-44.
- Lindsey J., 2006:** Ekology of Commaster. Online: <http://www.commaster.eu>, cit. 20.2.2009.
- Marsteiner E.L., Collins A.G., Theis T.L. et Young T.C., 1996:** The influence of macrophytes on subsurface flow wetland hydraulics. Proceedings of the 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Universität für Bodenkultur Wien, Vienna.
- McIntyre B.D. et Riha S.J.: 1991:** Hydraulic Conductivity and Nitrogen Removal in an Artificial Wetland System. Journal of Environmental Quality 20: 259-263.

- Outdoor Alabama, 2008:** Official Web site of Alabama Department of Conservation and Natural Resources. Montgomery, AL, online: <http://www.outdooralabama.com>, cit. 10.3.2010.
- Paul E.A. et Clark F.E., 1996:** Soil Microbiology and Biochemistry. Academic Press, San Diego, CA: 340 s.
- Prokešová L., 2006:** Model vegetační kořenové čistírny-Přibice. VUT, Brno: 4 s.
- Přírodovědná společnost, 2007:** Botany.cz. Online: <http://www.botany.cz>, cit. 20. 2. 2010.
- Reddy K.R. et D'Angelo E.M., 1994:** Soil processes regulating water quality in wetlands. In Mitsch W.J. (ed.): Global Wetlands: Old World and New. Elsevier Science, Amsterdam, NL: 309-324.
- Reddy K.R., Kadlec R.H., Flaig E. et Gale P.M., 1999:** Phosphorus retention in streams and wetlands: a review. Environmental Science and Technology 29: 83-146.
- Reed S.C. et Bastian R.K., 1985:** Wetlands for wastewater treatment: an engineering perspective. In Godfrey P.J., Kaynor E.R., Pelczarski S., Benforado J. (eds.): Ecological considerations in wetland treatment of municipal wastewaters. Van Nostrand Reinhold Company, New York, NY: 444-450.
- Reed S.C., Middlebrooks E.J. et Crites W., 1998:** Natural systems for waste management and treatment. McGraw-Hill Professional, New York: 433 s.
- Richardson C.J., (1999):** The role of wetlands in storage, release, and cycling of phosphorus on the landscape: a 25-year retrospective. In Reddy K.R., O'Connor G.A. et Schelske C.L. (eds.): Phosphorus biogeochemistry in subtropical ecosystems. CRC Press LLC, Boca Raton, FL: 47-68.
- Rozkošný M. et Prokešová L., 2004:** Čistící účinek sledovaných vegetačních kořenových čistíren v průběhu roku. In Sborník příspěvků z 6. Odborné konference doktorského studia s mezinárodní účastí – Juniorstav 2004. Brno: VUT, Brně.
- Shamsi S., 2007:** Hydrology. Youngstown state university, Youngstown, OH: 47 s.
- Sorell B.K. et Armstrong W., 1994:** On the difficulties of measuring oxygen release by root systems od wetland plants. Journal of Ecology 82: 177-183.
- Tenaglia D., 2007:** Photographs and information for the plants of Alabama, USA. Online: <http://www.alabamaplants.com>, cit. 15.12.2009.
- Tour du Valat, 2010:** A research centre for the conservation of Mediterranean wetlands. Le Sambuc, Arles, online: <http://en.tourduvalat.org>, cit. 21.2.2010.

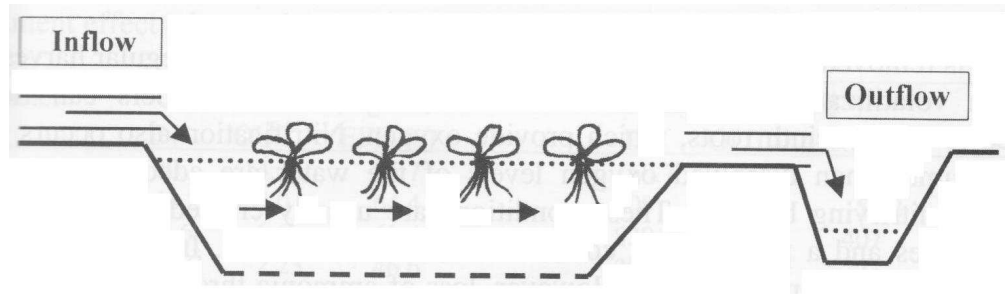
- UW-Madison, 2009:** Department of Botany. University Wisconsin, Madison, online: <http://botit.botany.wisc.edu>, cit. 15.12.2009.
- Valentová J., 2001:** Hydraulika podzemní vody. ČVUT, Praha, 174 s.
- Vymazal J., 1995a:** Algae and element cycling in wetlands. Lewis Publishers Inc., Chelsea, MI: 704 s.
- Vymazal J., 1995b:** Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách. ENVI s.r.o., Třeboň: 146 s.
- Vymazal J., 1998:** Introduction. In Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Green M.B. et Haberl R. (eds.): Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. Backhuys Publishers, Leiden, NL: 1-15.
- Vymazal J., 1999:** Nitrogen removal in constructed wetlands with horizontal subsurface flow – can we determine the key process? In Vymazal J. (ed.): Nutrient cycling and retention in natural and constructed wetlands. Backhuys Publisher, Leiden, NL: 1-17.
- Vymazal J., 2003a:** Types of constructed wetlands. In Dias V. et Vymazal J. (eds.): 1st international seminar on the use of aquatic macrophytes for wastewater treatment in constructed wetlands. ICN, INAG, Lisboa, Portugal: 35-79.
- Vymazal J., 2003b:** Sizing of gravel-based constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. In Dias V. et Vymazal J. (eds.): 1st international seminar on the use of aquatic macrophytes for wastewater treatment in constructed wetlands. ICN, INAG, Lisboa, Portugal: 185-193.
- Vymazal J., 2003c:** Removal Mechanisms in constructed wetlands. In Dias V. et Vymazal J. (eds.): 1st international seminar on the use of aquatic macrophytes for wastewater treatment in constructed wetlands. ICN, INAG, Lisboa, Portugal: 219-263.
- Wood A., 1995:** Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their understanding. Water Science and Technology 32: 21-29.

13 Seznam příloh

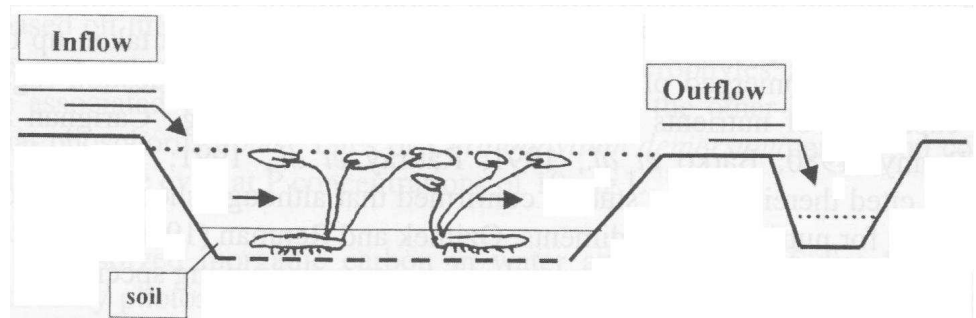
1.	Rozdělení umělých mokřadů podle využitých rostlin.....	I
2.	Rostliny využívané v umělých mokřadech	III
2.a.	Rostliny volně plovoucí	III
2.b.	Rostliny s plovoucími listy	IV
2.c.	Rostliny submerzní	IV
2.d.	Rostliny emerzní	V
3.	Legislativní zakotvení využívání kořenových čistíren.....	VI

Přílohy

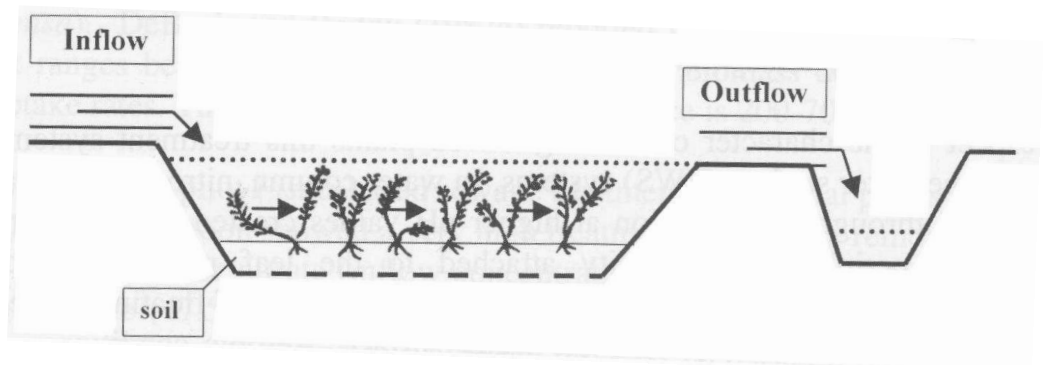
1. Rozdělení umělých mokřadů podle využitých rostlin



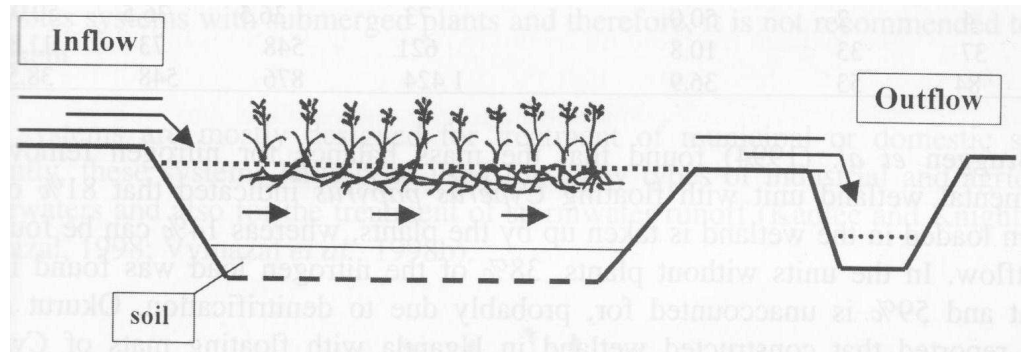
Mokřad s volně plovoucími rostlinami (Vymazal, 2003a)



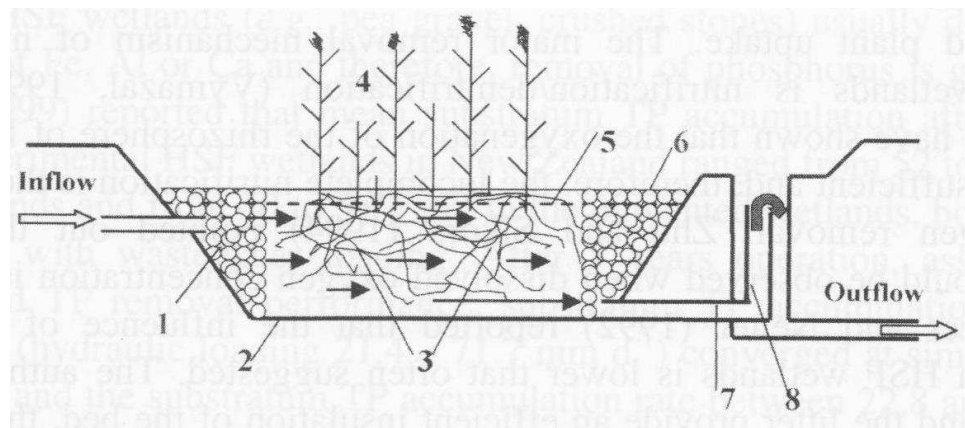
Mokřad s rostlinami s plovoucími listy (Vymazal, 2003a)



Mokřad se submerzními rostlinami (Vymazal, 2003a)



Mokřad s rostlinami na plovoucích podložkách (Vymazal, 2003a)



Mokřad s emerzními rostlinami- horizontálním prouděním (Vymazal, 2003a)

2. Rostliny využívané v umělých mokřadech

2.a. Rostliny volně plovoucí



Eichhornia crassipes (www.botany.cz)



Lemna minor (www.botany.cz)



Pistia stratiotes (www.agric.wa.gov.au)



Spirodela polyrhiza (www.botany.cz)



Wolffia minor (www.botit.botany.wisc.edu)

2.b. Rostliny s plovoucími listy



Nuphar lutea (www.botany.cz)



Nymphaea alba (www.botany.cz)

2.c. Rostliny submerzní



Cabomba caroliniana (www.alabamaplants.com)



Ceratophyllum demersum (www.biolib.cz)



Myriophyllum heterophyllum
(www.invasive.org)



Elodea canadensis (www.botany.cz)



Potamogeton natans (www.commaster.eu)

2.d. Rostliny emerzní



Phragmites australis (www.botany.cz)






Typha angustifolia (www.botany.cz)



Scirpus maritimus (www.en.tourduvalat.org)



Glyceria maxima (www.commaster.eu)

	
<p><i>Iris pseudacorus</i> (www.botany.cz)</p>	<p><i>Eleocharis</i> (www.outdooralabama.com)</p>
	
<p><i>Zizania aquatica</i> (www.outdooralabama.com)</p>	

3. Legislativní zakotvení využívání kořenových čistíren

Pro čištění odpaních vod pomocí kořenových čistíren platí všechny předpisy jako pro jiné způsoby čištění:

- Zákon č. **254 / 2001 Sb.**, o vodách a změně některých zákonů spolu s prováděcími předpisy (soubor vyhlášek MZe a MŽp)
- Zákon č. **274 / 2001 Sb.**, o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů a prováděcí právní předpis k tomuto zákonu (vyhláška MZe č. **428 / 2001 Sb.**)
- **ČSN 75 6402:** „Čistírny odpadních vod do 500 ekvivalentních obyvatel“. Zde jsou zahrnuty pod pojmem „Vegetační čistírny“.