

I Tabell 7 anges även N/P-kvoterna för de aktuella växterna. Dessa kan jämföras med att kvoten för obehandlat avloppsvatten oftast ligger i intervallet 3-5. Det är således ett överskott av fosfor, eller ett underskott av kväve, i avloppsvatten i jämförelse med de flesta växters behov. För pil motsvarar vedbiomassans N/P-kvot ungefär avloppsvattnets. Energiödlingar med pil, där bladbiomassan lämnas kvar, kan därmed tänkas vara ett optimalt sätt att recirculera kväve och fosfor från avloppsvatten.

3.6. Val av system

Med ett i någon mån förenklat betraktelsesätt kan man dela upp diskussionen om val av naturliga system för avloppsvattenrening på tre olika situationer:

Den första situationen gäller fullständig behandling av kommunalt avloppsvatten, det vill säga reduktion av suspenderade ämnen, patogena mikroorganismer, syreförbrukande substans och fosfor, samt i viss mån kväve. Fullständig behandling i naturliga system är i första hand aktuellt för samhällen som är tillräckligt tätbebyggda för att ha ett avloppsnät, men som är belägna så att ett relativt extensivt avloppsreningssystem inte kommer i konflikt med annan markanvändning eller innebär hygieniska problem. Denna situation är mest sannolik i mindre landsbygdssamhällen (<1 000 invånare).

Den andra situationen gäller reduktion av näringsämnen, i första hand fosfor och i andra hand kväve, i mekaniskt-biologiskt förbehandlat avloppsvatten. I större samhällen (1 000-10 000 invånare) vill man i allmänhet ha ett mer centraliserat system för hantering av det råa avloppsvattnet, av hygieniska och estetiska skäl. Närsaltsreduktion kan däremot åstadkommas i mer extensiva system om det finns tillgång till lämplig mark. I jämförelse med konventionella metoder för fosforreduktion (fällning med järn eller aluminium) är det förmodligen så idag att extensiva system bara är ekonomiskt intressanta om en gröda kan produceras som täcker en stor del av kostnaderna för avloppsvattentillförsel och skörd. Dessa villkor kan i första hand antas vara uppfyllda vid odling av biomassa för energiproduktion.

Den tredje situationen gäller kvävereduktion i avloppsvatten som genomgått konventionell rening med avseende på organiskt material och fosfor. Detta är framförallt aktuellt i de städer med mer än 10 000 invånare som ålagts att genomföra 50 %-ig kvävereduktion till 1995. På kort sikt är förutsättningarna för kvävereduktion i naturliga system bättre än för fosforreduktion av främst två skäl: ett naturligt system är mindre benäget att mättas med kväve än med fosfor eftersom permanent reduktion, förutom genom eventuell skörd, också sker genom gasavgång; nitrifikation-denitrifikation i tillräcklig omfattning är ofta kostsam att uppnå i ett konventionellt reningsverk. På lite längre sikt är det emellertid möjligt att priserna på näringsämnen gynnar recirkulation snarare än kvittblivning. Då blir odlingssystem allt mer konkurrenskraftiga som alternativ till kemisk fällning av fosfor, och behovet av separat kväverening minskar.

De två första situationerna behandlas båda i avsnitt 3.6.1 eftersom den enda skillnaden mellan näringsreduktion i den första respektive den andra situationen kan sägas vara att recirkulationsmotivet är starkare i den andra, medan reningsmotivet dominerar i den första. Den tredje situationen behandlas i avsnitt 3.6.2.

3.6.1. Flerstegsbehandling av kommunalt avloppsvatten

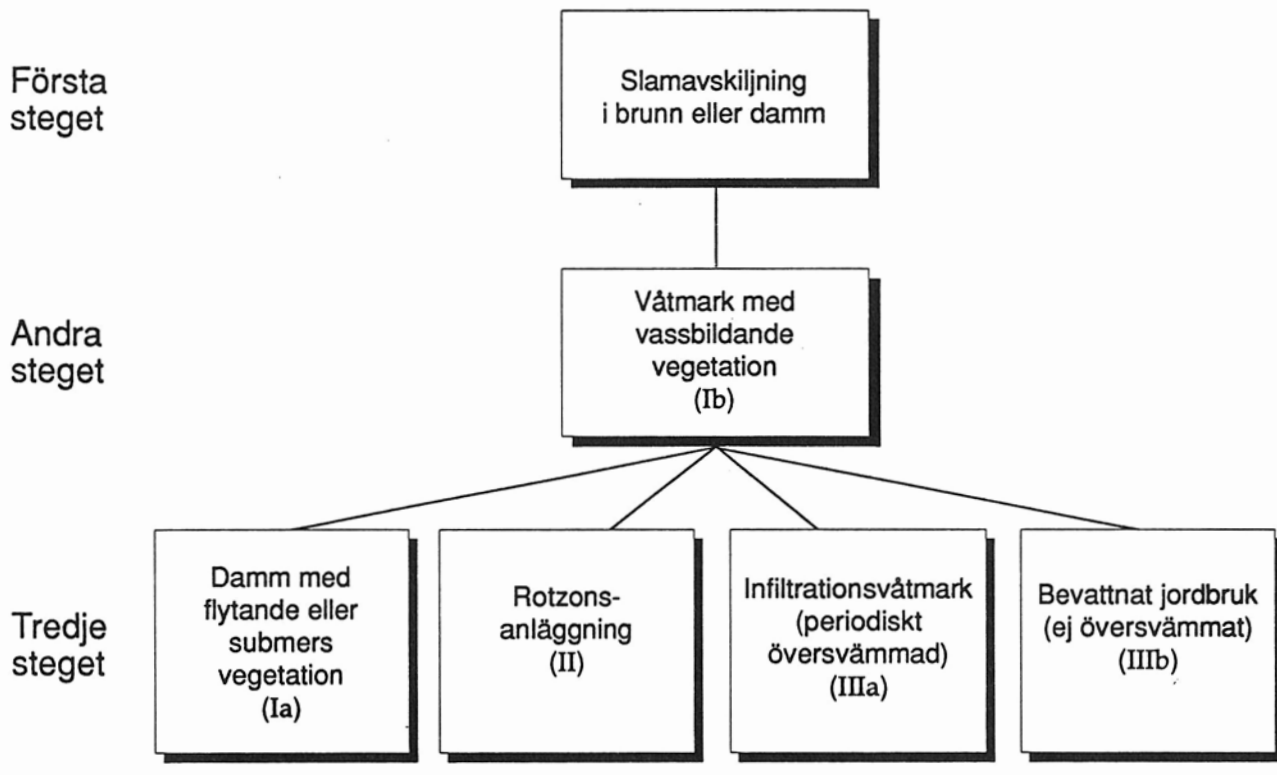
Liksom vid konventionell rening behövs det olika steg för att rening med naturliga system skall bli effektiv. Samtidigt innebär fler olika steg, liksom recirkulerande strömmar, att samma vatten sannolikt måste lyftas genom pumpning vid flera tillfällen. Detta motverkar en av de viktigaste principerna bakom de naturliga systemen, nämligen att byta ut den elektriska energin mot markyta och solenergi. Ur detta följer att billig mark är en viktig förutsättning vid anläggning av naturliga system. En annan viktig konsekvens är att naturliga metoder kräver anpassning till landskapet, i synnerhet topografi, grundvattennivå och jordart.

I huvudsak kan man tänka sig tre olika steg, liksom vid konventionell avloppsbehandling (Figur 10). Syftena med de olika stegen är likartade dem vid konventionell rening, det vill säga mekanisk avskiljning av partikulärt material i steg 1, oxidation av organiskt material i steg 2, samt fosforreduktion, men även kvävereduktion, i steg 3. Enligt Figur 10 är det framförallt för detta sista steg som ett val mellan olika system är aktuellt. Syftet med detta avsnitt blir därför framförallt att sammanfatta de tidigare genomgångna systemens förutsättningar och begränsningar så att de kan ställas mot varandra i en given situation.

Slamavskiljning i en brunn eller tank är ett första steg som syftar till att minska uppbyggnaden av sediment i nästa steg. Detta är välkänd teknik och diskuteras inte ytterligare här.

Andra steget är en våtmark med vassbildande vegetation (Ib). Huvudsaken i detta steg är att ytterligare reducera suspenderade ämnen och att starta nedbrytningen av organisk substans. Växternas roll är primärt att filtrera bakterier och suspenderad substans samt att utgöra stöd för vidhäftning av mikroorganismer. Våtmarker med ytvattenflöde konstrueras med fördel som kanaler, eller har flera påförselpunkter, för att minska risken för kortslutning. Flera parallella kanaler kan anläggas för att minska flödes hastigheten och minimera resuspensionen under situationer med högt flöde. Växterna skall inte skördas, men det kan vara nödvändigt att då och då ta bort en del dött växtmaterial för att fördröja uppgrundning och förhindra dämning.

En våtmark med ytvattenflöde för reduktion av organiskt material är avsedd som ett aerobt steg. Åtgärder för att underlätta syresättningen bör därför vidtagas. Exempelvis kan man låta vattnet falla mot en hård yta vid beskickningen, hålla våtmarken grund eller arbeta med fyllnings- och tömningscykler. Eftersom detta steg inte är avslutande, är det inte nödvändigt att få ner BOD-koncentrationerna till utsläppsstandard. Målet för reningen i andra steget kommer istället att styras



Figur 10. Förslag till serie av reningssteg vid användning av naturliga system. Val mellan olika "Steg 3" diskuteras i avsnitten 3.6.1.1-5.

av valet av system för det tredje steget, och av markens hydrauliska konduktivitet i det steget. Om den initiala konduktiviteten är hög, kan en viss planerad igensättning av jorden vara önskvärd för att reducera läckage av nitrat i ett system med vertikalt flöde i markprofilen (III). I sådana fall kan kraven på BOD-rening vara mindre strikta än när en lerig jord används. Om det tredje steget bevattnas med sprinkler finns det också hygieniska hänsyn som måste tas i andra steget. Detta kan gälla även om det tredje steget är en damm med flytande eller submersa växter. Här skulle emellertid skälet vara att retentionen av patogener förväntas bli sämre i en sådan våtmark än i ett system med vattenpassage genom marken.

Vinterdrift är av särskilt intresse i vårt klimat. Isbildning är förmodligen oundviklig även om avloppsvattnet har förhöjd temperatur och växterna utgör viss isolering. Herskowitz (1987) kunde fortsätta avloppsvattentillförseln under vintern, under istäcket som bildats på vattenytan. Som en gardering för att dessa förhållanden skall kvarstå genom hela vintern, kan vattenståndet höjas vid början av kalla väderförhållanden. Reed m.fl. (1988) presenterar ytterligare argument för detta bruk. De lägre temperaturen tillåter högre syrenivå vilket reducerar risken för anaerobi. Den längre uppehållstiden, åstadkommen genom det större vattendjupet, behöver därför inte vålla några problem. En längre uppehållstid kan vara önskvärd under vintern eftersom den mikrobiologiska aktiviteten avtar. BOD-reduktionen kanske inte skulle vara tillräcklig under vintern om samma uppehållstid användes som under varmare årstider.

Närsaltsreduktion är huvudmålet i det tredje steget. För detta steg har fyra olika alternativ föreslagits i Figur 10. Förutsättningar och begränsningar för dessa sammanfattas i avsnitten 3.6.1.1-4. Därefter jämförs de i avsnitt 3.6.1.5 samt ges ett konkret exempel i avsnitt 3.6.1.6.

3.6.1.1. Damm med flytande eller submers vegetation (Ia)

Marken måste vara billig, eftersom detta är den mest arealkrävande metoden om fosfor skall reduceras tillfredställande. Inga branta sluttningar får förekomma. Berggrund och grundvattenyta bör ligga djupare än ca 1 m, alternativt läggs dammen ovanpå markytan genom att området invallas. Om marken har en hydraulisk konduktivitet under 10^{-8} m s^{-1} (högt lerinnehåll) behövs ingen ytterligare tätning av dammen. Om den överskrider detta värde, rekommenderas tätning med plast eller bentonit. Avloppsvattnet kan distribueras genom självtryck om de topografiska förhållandena tillåter det.

För att fungera på lång sikt, framförallt med avseende på fosforreduktion, krävs frekvent skörd av biomassan. Kostnaderna för skörd och transport måste kunna bäras av intäkterna från den producerade biomassan. Denna kan t.ex. användas för generering av biogas, med påföljande användning av jäsningsresterna som jordförbättringsmedel. Integrering med fisk- eller skaldjursproduktion kan ytterligare förbättra ekonomin. Denna typ av avloppsvattenbruk har diskuterats närmare i en litteraturstudie gjord av Ridderstolpe och Kindvall (1989).

Det har visat sig svårt att styra vegetationsutvecklingen i system av denna typ. Grönslick, vattenpest och andmat kommer oftast att dominera i öppet näringsrikt vatten i vårt klimat. Det förefaller därför smidigast att redan från början introducera någon eller några av dessa arter.

Avloppsvattnet bör lagras eller renas med andra metoder under den kalla årstiden, företrädesvis efter rening i det andra steget, eftersom annars hygieniska problem kan uppstå. Utflödet är förbundet med ytvatten.

3.6.1.2. Rotzonsanläggning (II)

Arealkraven är måttliga om man jämför med metod Ia. Det bör därför vara lättare att lokalisera denna typ av våtmark eftersom den inte är lika känslig för markkostnaderna. Liksom för system Ia, får inga branta sluttningar finnas, och ingen berggrund eller grundvatten ned till utgrävningsdjup (ca 1 m). Om marken har en hydraulisk konduktivitet under 10^{-8} m s^{-1} (högt lerinnehåll) behövs ingen ytterligare tätning av bädden. Om den överskrider detta värde, rekommenderas tätning med plast eller bentonit.

Metoden är känslig för jordsammansättning och hydraulisk konduktivitet. Jorden skall innehålla tillräckligt med lera för att tillåta effektiv fosforadsorption. Å andra sidan, den jämförelsevis lilla infiltrationsarean som karakteriserar horisontell

infiltration kräver hög hydraulisk konduktivitet. Om den ursprungliga jordmånen är sand kan denna användas som bas efter viss inblandning av lera och möjligen organiskt material. Det senare för att förbättra denitrifikationen. I fall med andra typer av ursprungsjord, måste markunderlaget importeras. Ett intressant alternativ verkar då *leca* (*light expanded clay aggregate*) att vara. I detta material förenas hög hydraulisk konduktivitet med avsevärd förmåga till fosforinbindning (Mæhlum, 1991).

Avloppsvattenrening är det överskuggande målet i dessa system. Produktionen av biomassa och återanvändningen av närsalter är betydelselös. Växternas viktigaste roll är att isolera mot frost och att förse nitrifikationsbakterier med tillgängligt kol. Sålunda skördas inte växtligheten. Om forskning kommer att visa att växternas syretransport till rotzonen har kvantitativ betydelse för nitrifikationen, tycks vanlig vass vara det bästa valet (Brix och Schierup, 1990). Om nitrifikationen begränsar kväveavgången, kan den förbättras genom intermittert påfyllning och dränering av bädden. Detta är också en lämplig metod för att utnyttja hela jordvolymen. Ett antal parallella system kan användas för att undvika lagring under dräneringsperioder.

Avloppsvatten kan tillföras året om eftersom det är liten risk för frost om vegetationsskiktet är kraftigt. Vattnet kan spridas genom självtryck om de topografiska förhållandena tillåter. Parallella system med intermittert tillförsel kräver frekvent öppning och stängning av ventiler. Utflödet är förbundet med ytvatten.

3.6.1.3. Infiltrationsvåtmark - periodiskt översvämmad (IIIa)

Arealkraven är likartade som för system II. Marken skall vara jämn, och det önskvärda djupet ned till grundvatten eller berggrunden är >1.5 m (större djup om inte marken dräneras). Man bör sträva efter att lokalisera anläggningen till ett hydrologiskt inströmningsområde. Silty loam, sandy loam och loamy sand (Figur 8) är de typer av jord som föredras för att åstadkomma såväl acceptabel fosforsorption som tillräcklig hydraulisk konduktivitet. Balansen mellan dessa två är dock inte lika kritisk som i system II eftersom infiltrationsarean är större i denna metod. Befintlig jord på den aktuella platsen används.

Avloppsvattenrening är huvudmålsättning liksom i rotzonsanläggningar. Biomassaproduktion och närsaltsåtervinning får antagligen marginell betydelse i de flesta fall. Växternas viktigaste funktion är att isolera mot frost, att utgöra substrat för bakteriers vidhäftning samt att förse denitrifikationsbakterier med tillgänglig kol. Beroende på avsättningsmöjligheterna kan man välja huruvida grödan skall skördas eller inte. Om man skördar får det dock ej ske så sent att ett isolerande växttäckte inte hinner utvecklas. På varandra följande nitrifikation och denitrifikation uppnås genom periodisk översvämmning och torrläggning av markytan. Parallella system kan användas för att undvika lagring under dräneringsperioder.

Avloppsvatten kan tillföras året runt genom ytbevattning. Frostperioder utan snötäckte är dock kritiska och kan kräva lagring. Vattnet kan spridas genom

självtäck om de topografiska förhållandena så tillåter. Parallella system med intermittent bevattning kräver frekvent öppning och stängning av ventiler. Infiltrerat vatten får perkolera till grundvattnet eller så avleds det till ytvatten via dräneringsledning.

3.6.1.4. Bevattnat jordbruk - ej översvämmat (IIIb)

Arealbehovet ligger mellan Ia och IIIa, och är i viss mån beroende av ambitionsnivån ifråga om återvinning av näringsämnen. Slutningar på upp till 10-15% är acceptabelt. Det föredragna djupet till grundvatten eller berggrund är >1.5 m. Något finare jordar än i IIIa är att föredra för att minska risken för nitratläckage. Även lerjordar kan användas, men naturligtvis måste bevattningsvolymerna anpassas till den hydrauliska konduktiviteten.

Avloppsvattenrening, biomassaproduktion och närsaltsåtervinning är alla viktiga aspekter i dessa system. Eftersom jorden binder en hel del fosfor är frekvent skörd inte lika kritisk för reningsresultatet som i Ia. Skördetidpunkter bestäms istället av den praxis som råder för den aktuella växten.

Olika pilarter, för förbränningsändamål, är den vattenkrävande energigröda som för närvarande är mest studerad och kanske också mest lönsam att odla. Rörflen kan bli ett intressant alternativ, men mer erfarenhet behövs i Sverige med att odla och använda detta gräs. Det har potential för biogasproduktion, förbränning, likväl som för pappersproduktion.

Bevattningen sker här med mer eller mindre konventionella metoder för jordbruksbevattning: lågtryckssprinklers, ramper, center-pivot system etc (Svensson och Söderlund, 1984.) Högtryckssprinklers undviks på grund av risken för aerosolspridning av patogena organismer. Vattnet skall lagras eller renas med andra metoder under den kalla årstiden. Man bör även här överväga parallella system så att bevattningen av en yta kan upphöra en tid före skörd. Infiltrerat vatten får perkolera till grundvattnet eller så avleds det till ytvatten via dräneringsledning.

Eftersom belastningen per ytenhet är lägre än i system II och IIIa är det möjligt att den bevattnade arealen klarar att ta emot vatten direkt från slamavskiljning, utan att markens permeabilitet minskar på ett oönskat sätt. Att utesluta steg 2 innebär emellertid också högre halter bakterier och större risk för luktolägenhet vid spridningen. Hur långt man skall driva förbehandlingen innan bevattning blir naturligtvis en fråga som bör avgöras från fall till fall beroende på närheten till vattentäkter, bebyggelse och vägar.

3.6.1.5. Jämförelse av system för steg 3

Alternativen Ia och IIIb (Figur 10) behöver skördas både för funktion och ekonomi, det förra i högre grad än det senare. De är inte heller avsedda för året-runt

bruk. Endera behövs ett tilläggsystem eller att avloppsvattnet säsongslagras. Dessa system är således både renings- och återvinningssystem, medan II och IIIa bara är reningsystem.

I valet mellan Ia och IIIb är det förmodligen så att odling av flytande eller submersa växter i avloppsvatten, i vårt klimat, kan vara ekonomiskt försvarbart bara om produkten kan tjänstgöra som mer än råvara för biogas, t.ex. som foder, råvara för fytokemisk industri eller som värdefullt grüngödsel. Möjligheterna för alternativ Ia är också beroende av vår framtida syn på växtnäringsämnen, särskilt fosfor. Efterhand som gruvfyndigheterna av koncentrerad fosfor (huvudsakligen apatit) blir knappare, kommer priset på fosforgödning att öka. Eftersom det är troligt att akvatiska system kan utformas till att ha en högre grad av fosforåtervinning än markbaserade system, kommer de förra att bli mer konkurrenskraftig när fosforpriserna ökar. Den vidare utvecklingen av systemen Ia och IIIb bör åtföljas av ekonomiska studier av kombinationen: avloppsrening - återvinning av växtnäring - produktion av biomassa för energiändamål.

Om rening är det enda målet, eller om man söker naturliga system som kan komplettera återvinningssystem mellan växtsäsongerna, är vi hänvisade till alternativen II och IIIa i Figur 10. Den nuvarande kunskapsnivån tillåter inte ett otvetydigt val mellan dessa båda. Låt oss emellertid diskutera två faktorer som är av fundamental betydelse att ta hänsyn till: jorden och vinterklimatet.

Den mesta praktiska erfarenheten visar att ursprungsjord (för det mesta sandig) har blivit igensatt vid tillämpning av rotzonsmetoden (II). Det är troligt att överbelastning med BOD är huvudorsaken och att metoden kan fungera bra som ett tredje steg för närsaltsreduktion. Detta indikeras av resultaten från en svensk anläggning som endast mottog biologiskt förbehandlat avloppsvatten (Gumbrecht, 1991). Ändå utgör den horisontella flödesmodellen ett mer känsligt system, i fråga om att bevara acceptabla hydrauliska förhållanden, än infiltrationsvåtmarker (IIIa). Detta gör att man i många fall kommer att tvingas bygga upp en önskad markprofil vid rotzonsanläggning.

Isbildning kan vara en viktig inskränkning för vinteranvändning av system II och IIIa i kalla klimat. Men de befintliga erfarenheterna visar att problemen kan undvikas. Närvaron av en tät vassvegetation hindrade isbildning i danska rotzonsanläggningar under den kalla vintern 1986-87, medan det i nyligen etablerade bäddar bildades ett tjockt istäcke (Schierup et al., 1990). I Östergötland kunde avloppsvatten tillföras infiltrationsvåtmark under ett snötäcke mellan januari och mars, 1986. Perioden innehöll flera veckor med temperaturer under -10°C . (Sundblad och Wittgren, 1991.) Infiltrationsvåtmarker är emellertid mer känsliga för vinterförhållanden än rotzonsanläggningar. Lagring av avloppsvatten kan därför erfordras efter, eller i, steg 2, under perioder med frost och avsaknad av snötäcke.

Som en sammanfattning av vad som sagts om de olika systemen i detta avsnitt, har i Tabell 8 ett försök gjorts att uppskatta de relativa kostnaderna för olika delmoment i de olika alternativen. Observera att kostnaderna för olika delmoment

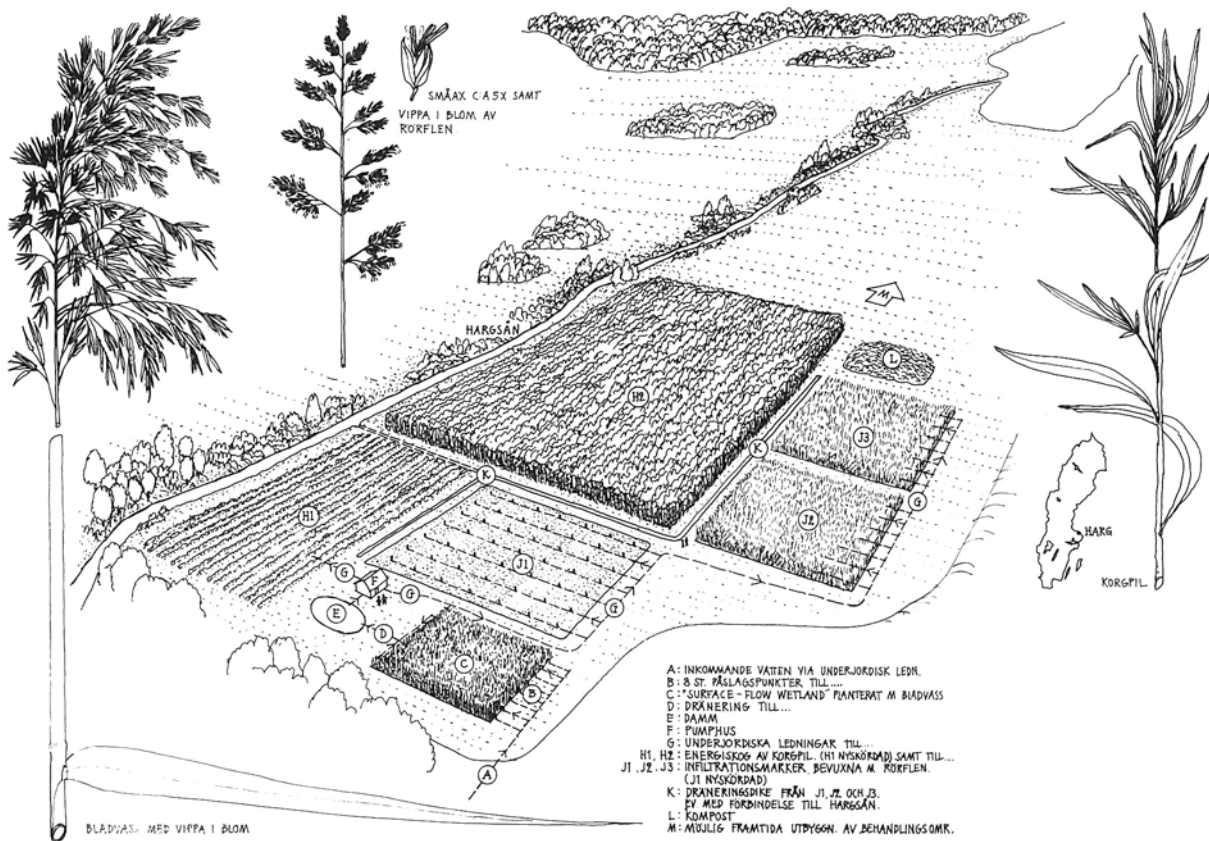
inte kan jämföras med varandra, med andra ord betyder exempelvis "H" olika kostnader i kronor för olika delmoment.

Tabell 8. Gradering av uppskattade kostnader för olika åtgärder i naturliga system (L =låg, M = medel, och H = hög; 0 anger att åtgärden ej är aktuell).

	Markinlösen	Markarbete	Tätning	Marksubstrat	Plantering	Bevattning	Dränering	Underhåll	Kompletterande behandling	Försäljning av gröda (inkomst)
2:a steget										
Ib	L	L	0-L	0	L	L	0	L	0	0
3:e steget										
Ia	H	M-H	0-H	0	M	L	0	H	H	H+
II	M	M	0-M	0-H	M	L	L	L	0	0
IIIa	M	L	0	0	M	M	M	L	0-M	0
IIIb	H	L	0	0	H	H	H	M	H	H+

3.6.1.6. Exempel: Harg, Uppland

Till sist ges här ett exempel på hur en praktisk tillämpning av flerstegsbehandling med naturliga system skulle kunna se ut (Figur 11). Det lilla brukssamhället Harg i Uppland har för närvarande huvudsakligen brunnar för slamavskiljning som enda reningsmetod. Recipienten, Hargsån, uppvisar förhöjda halter av fosfor. Det här skissade förslaget bygger på att avloppsledningar byggs som leder avloppsvatten från slamavskiljarna (steg 1) till ett fält invid Hargsån. Här får vattnet först passera genom en våtmark med ytvattenflöde, bevuxen med vass (steg 2; 400 m² * 0.5 m). Därefter mellanlagras vattnet i en liten utjämningsdamm, varifrån det pumpas antingen till energiskogsodlingen (steg 3 under växtsäsongen; 1.1 ha) eller till infiltrationsvåtmarken (steg 3 under resten av året; 2700 m²).



Figur 11. Förslag till flerstegsbehandling av avloppsvatten i naturliga system i brukssamhället Harg i Uppland. (Illustration: Fritz Ridderstolpe).

Tabell 9. Riktvärden för specifika föroreningar i obehandlat hushållsavloppsvatten (SNV, 1991).

Vatten ^a	250 l d ⁻¹ PE ⁻¹
BOD ₇	70 g d ⁻¹ PE ⁻¹
Total-N	12 g d ⁻¹ PE ⁻¹
Total-P	3.0 g d ⁻¹ PE ⁻¹

a) Schablonvärde (200 l) + uppskattat inläckage (50 l)

Anläggningen planeras ta emot avloppsvatten från 150 personer. Om man utgår från riktvärdena i Tabell 9, innebär detta en uppehållstid på 5 d och en BOD₇ belastning av 27 g m⁻² d⁻¹ i våtmarken.

Våtmarken är som tidigare sagts framförallt avsedd för sedimentation och filtrering av partikulärt material, samt för reduktion av antalet fekala bakterier. Antag att reduktionen med avseende på BOD₇, total-N och total-P är 30, 10 respektive 10 %, samt att vattenvolymen är opåverkad av nederbörd och evapotranspiration.

På energiskogen blir då avloppsvattenbelastningen 3.4 mm d^{-1} och kvävebelastningen $0.15 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Infiltrationsvåtmarken får ta emot 14 mm d^{-1} respektive $0.60 \text{ g N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Om energiskogen bevattnas under 7 månader och infiltrationsvåtmarken under 5 månader blir kvävegivorna 320 respektive $900 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, och fosforgivorna 80 respektive $225 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Med dessa belastningar förväntas anläggningen kunna ge ett utflöde med mycket låga halter av bakterier, $\text{BOD}_7 < 15 \text{ mg l}^{-1}$ och total-P $< 0.5 \text{ mg l}^{-1}$, samt dessutom klara c:a 50 % reduktion av kväve. Anläggningen kan med det skissade utförandet anses ha blivit optimerad ur reningssynpunkt, medan man för att optimera utnyttjandet av näringsresursen skulle behöva ta större arealer i anspråk. Om man antar en kvävegiva på 120 och en fosforgiva på $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ som optimalt för energiskogen så skulle odlingen, förutom damm för säsongslagring, uppta en yta av 5 ha . Eftersom bladbiomassan från pilodlingen, i detta speciella fall, avses bli foder åt hjortar, är det troligt att man behöver fördubbla N-givan (se Tabell 7), och därmed minska ytan till 2.5 ha . I detta fall tillföres fosfor sannolikt i överskott och man får räkna med ett successivt ökande markinnehåll. Biomassan från infiltrationsvåtmarken kan komposteras och användas som jordförbättringsmedel.

3.6.2. Kvävereduktion efter avancerad förbehandling

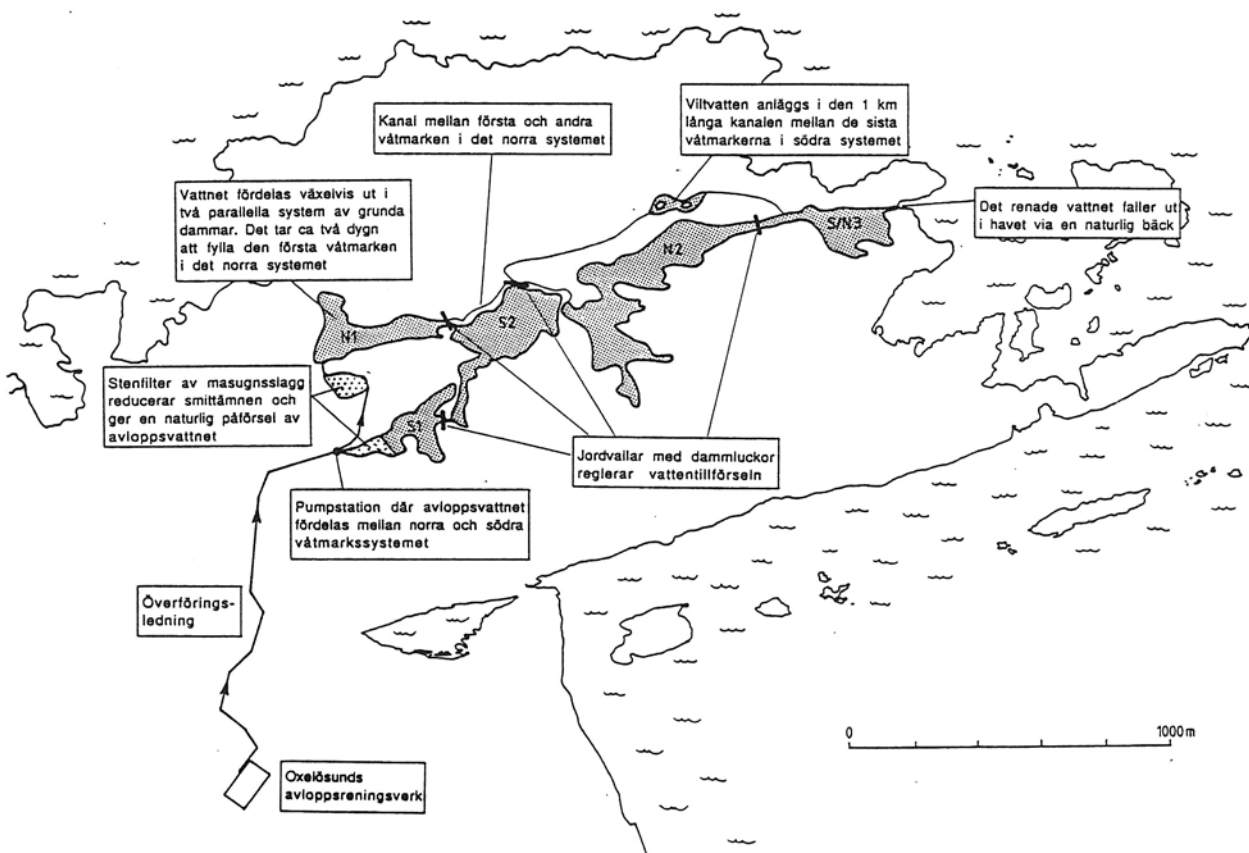
I de situationer som behandlades i föregående avsnitt är kvävereduktion sällan någon huvudmålsättning. Utsläppsvillkoren är istället baserade på reduktion av organiskt material och fosfor. För att klara fosforreduktionen med måttliga landytor, och under lång tid, är det nödvändigt att använda adsorptionsförmågan i hela jordprofilen och inte bara ytan. Även om bara kväve skall reduceras från avloppsvatten kan naturligtvis bevattningsfortfarande vara ett alternativ, om man vill utnyttja näringsresursen för exempelvis biomassaproduktion. Om emellertid målsättningen endast är reduktion av kväve, och de tillgängliga jordarna dessutom har låg hydraulisk konduktivitet, är det effektivare att använda system med ytvattenflöde (Ia och Ib).

I Figur 1 och avsnitt 4.1 beskrevs ganska ingående hur både nitrifikation och denitrifikation kunde tänkas förlöpa i dessa system vid permanent dränkning. Om man emellertid vill optimera kväveavgången per ytenhet är det effektivare att omväxlande dränka och dränera. En annan möjlighet är att först ha ett steg med vad som i USA är känt som *overland flow*, det vill säga vattnet får sippra i ett tunt skikt nerför en svagt lutande slänt så att syresättning, och därmed nitrifikation, stimuleras. Därefter får vattnet rinna in i en permanent dränkt våtmark där denitrifikationen kan förväntas vara hög.

3.6.2.1. Exempel: Oxelösund, Södermanland

Våtmarksretention av avloppsvattenkväve har under senare år börjat tilldra sig intresse från de kommuner som står inför att åstadkomma en 50 %-ig reduktion av kväveutsläppen från de kommunala reningsverken till 1995. En första fullskaleanläggningen har planerats i Oxelösunds kommun och denna kommer, om erforderli-

ga tillstånd erhålles, att börja anläggas under 1993. För denna anläggning har konceptet med omväxlande dränkning och dränering valts (Figur 12). Två parallella system, bestående av två områden vardera, skall omväxlande tillföras avloppsvatten från Oxelösunds reningsverk. De två systemen mynnar sedan i en damm som kommer att vara permanent fylld, och som i sin tur mynnar i havet. Det finns ingen information om liknande system som mottar vatten av liknande beskaffenhet. De flesta uppskattningar av kväveretention i våtmarker härstammar endera från naturliga våtmarker, som tar emot mindre koncentrerat vatten, eller från konstruerade våtmarker som tar emot avloppsvatten med högt organiskt innehåll. Utgående från den aktuella situationen i Oxelösund följer här emellertid ett räkneexempel för att illustrera vilken omfattning kvävereduktionen kan väntas få i ett våtmarkssystem i vårt klimat.



Figur 12. Förslag till utformning av ett våtmarkssystem för kvävereduktion i Oxelösunds kommun (Oxelösunds kommun, 1992)

Kvävebelastningen på Oxelösunds reningsverk uppskattades till 65 ton under 1990. Utgående mängd beräknades till 55 ton utifrån ett medelflöde på $6\,480\text{ m}^3\text{ d}^{-1}$ och en medelkoncentrationen av total-N på 23.3 mg l^{-1} . Eftersom målsättningen inför framtiden är att reducera inkommande mängd med 50 %, skall våtmarkssystemet ta bort 22.5 ton år^{-1} , förutom de 10 ton år^{-1} som tas bort i det befintliga avloppsreningsverket.

Då den totala arealen som våtmarkerna kan få är 22 ha, motsvarar 55 ton en arealspecifik belastning av $2444 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ($0.67 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Den arealspecifika reduktionen behöver vara $1023 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ($0.28 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), vilket resulterar i en utgående halt på 14 mg l^{-1} om nederbörd och evapotranspiration försummas. Detta kan jämföras med de resultat som uppnåtts i rotzonsanläggningar (Figur 4 och 5). Med reservation för att fördelningen mellan olika kväveformer är varierande, liksom det organiska innehållet, så förefaller det ändå rimligt att Oxelösunds-systemet skulle kunna uppfylla kraven på 50 %-ig reduktion.

Ovanstående resonemang, baserat på årsmedelvärden, avser framförallt att illustrera storleksordningen av belastning och förväntad retention, så att slutsatser om metodens förutsättningar att klara uppgiften kan dras. I verkligheten kommer naturligtvis säsongsmässiga skillnader att föreligga. Veckoflödena av avloppsvatten varierade under 1990 mellan 24 000 och 90 000 m^3 vecka⁻¹, och total-N koncentrationerna i utgående vatten mellan 14 och 33 mg l^{-1} . Man kan utgå ifrån att flödesbilden kommer att förstärkas ytterligare efter passage av våtmarkerna, d.v.s. att de höga flödena vid snösmältning och kraftig nederbörd ökar något medan sommarflödena eventuellt minskar p.g.a. att evapotranspirationen kan förväntas överstiga nederbörden under denna tid. Under den kalla delen av året kommer retentionen av kväve att vara blygsam. Vid kraftig snösmältning är det även troligt att en nettofrigörelse av kväve från våtmarkssystemet kommer att äga rum.

Under 1990 transporterades 37 % av årsbelastningen av kväve, d.v.s. 20 ton, under tiden maj-september (5 månader). Detta motsvarar nästan hela den mängd som skall tas bort under ett år. Omräknat till dygnsvärden motsvarar en fullständig retention av kväve under denna tid $0.24 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Detta kan jämföras med de retentionssiffror som Sundblad och Wittgren (1991) uppnådde i intermittent belastade infiltrationsvåtmarker, i medeltal $0.19\text{-}0.23 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. I dessa siffror har den mängd som skördades dragits ifrån den totala retentionen. Vidare skall det påpekas att försökstiden, som totalt omfattade 22 månader under 3 år, innefattade 9 månader under oktober-april. Under ett fyra veckor långt försök i augusti-september uppnåddes $0.35 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Slutsatsen blir, om man kan tolerera ett oförminskat utsläpp under den kalla årstiden, att man kanske skall välja att använda våtmarker för retention av avloppskväve endast under den varmare delen av året. Detta motiveras naturligtvis också av att det är under denna del av året som kustvattnet är som känsligast för kvävetillskott. Om huvudkravet är en retention av 50 % på årsbasis, bör det således enbart vara en fördel om hela denna retention sker under sommarhalvåret.

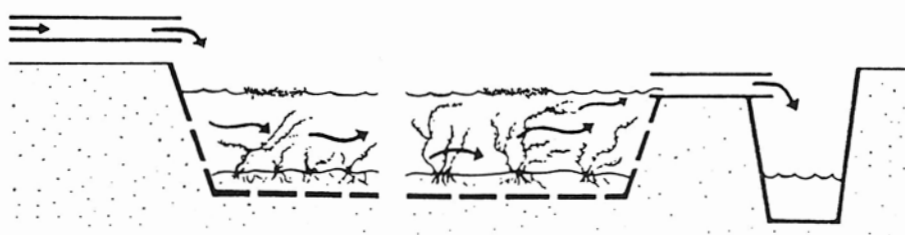
3.7. Slutsatser

Avloppsvattenbehandling i naturliga system har i denna rapport klassificerats i tre kategorier: I. System med ytvattenflöde; II. System med horisontellt flöde i markprofilen, och; III. System med vertikalt flöde i markprofilen. I kategorierna I och III gjordes ytterligare en uppdelning vilket gav totalt fem system (Figur 2):

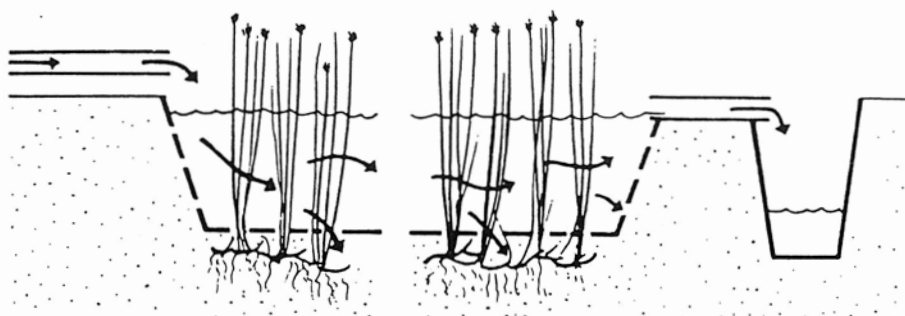
- Ia. Damm med flytande eller submers vegetation;
- Ib. Våtmark med vassbildande vegetation;
- II . Rotzonsanläggning;
- IIIa. Infiltrationsvåtmark (periodiskt översvämmad);
- IIIb. Bevattnat jordbruk (ej översvämmat).

Deras användbarhet har framförallt relaterats till tre vanliga situationer: 1/ fullständig behandling av kommunalt avloppsvatten; 2/ reduktion av näringsämnen, i första hand fosfor och i andra hand kväve, i mekaniskt-biologiskt förbehandlat avloppsvatten, och; 3/ kvävereduktion i avloppsvatten som genomgått konventionell rening med avseende på organiskt material och fosfor.

Damm med flytande eller submers vegetation
(Ia)

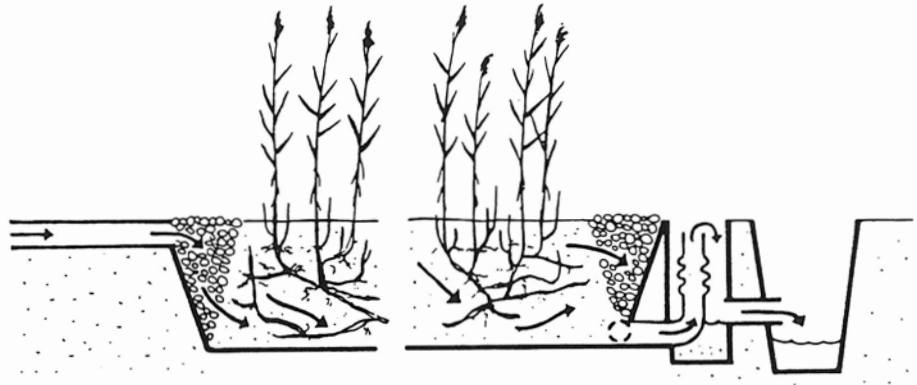


Våtmark med vassbildande vegetation
(Ib)



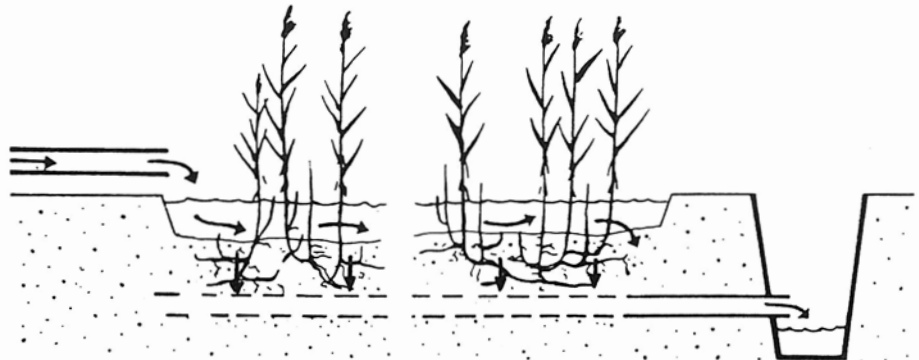
System med ytvattenflöde (I) har studerats i liten utsträckning i kalla klimat. Emellertid skulle de kunna utgöra goda alternativ till konventionella metoder, dels som biologiska filter för reduktion av suspenderat material, lättnedbrytbara kolföreningar samt fekala bakterier (system Ib), och dels som kvävefälla efter konventionell rening med avseende på organiskt material och fosfor (en kombination av system Ia och b). För system Ib är intermittant drift oftast att föredra, det vill säga att våtmarken omväxlande dränks och dräneras för att åstadkomma en växling mellan anaeroba och aeroba förhållanden.

Rotzonsanläggning
(II)



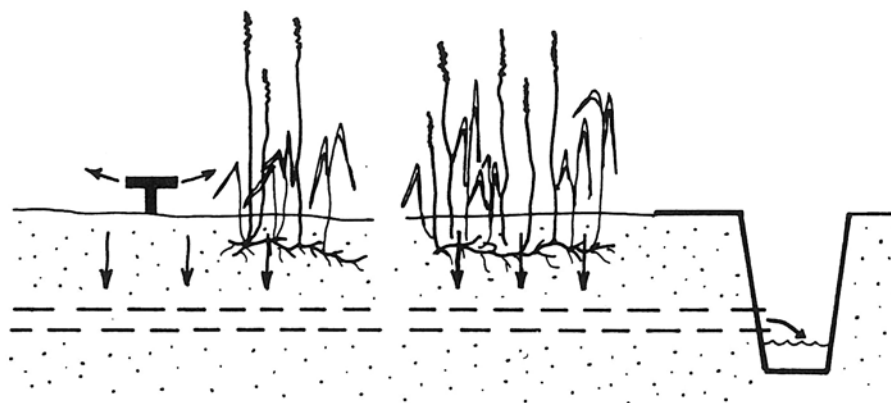
System med horisontellt flöde i markprofilen (II), s.k. rotzonsanläggningar, har kommit att bli ganska vanliga i några europeiska länder, framförallt Danmark och England. De har anlagts för att ge samtidig rening av suspenderat material, lättnedbrytbara kolföreningar och kväve, samt, i de fall där jord har använts istället för grus, också för reduktion av fosfor. Riktigt belastade har de fungerat väl för reduktion av suspenderat material och BOD, däremot inte för fosfor och kväve. Eftersom flera danska anläggningar haft huvudelen av flödet på jordytan, på grund av igensättning av infiltrationsytan, förefaller det som om våtmarker med ytvattenflöde skulle kunna vara lika effektiva när det gäller reduktion av suspenderat material och BOD. Med denna förbehandling skulle sedan riktigt belastade rotzonsanläggningar, med lämpligt marksubstrat, kunna fungera som filter för näringämnen fosfor och kväve.

Infiltrationsvåtmark
(periodiskt över-
svämmad)
(IIIa)



Infiltrationsvåtmarker (IIIa) är en typ av periodiskt översvämmade våtmarksfilter som liksom rotzonsanläggningar framförallt är avsedda för reduktion av näringsämnen. Risken för igensättning är mindre och lättare att kontrollera i infiltrationsvåtmarker än i rotzonsanläggningar. Även kostnader för markarbeten i samband med anläggning blir väsentligt lägre än för rotzonsanläggningar eftersom den befintliga jorden används. Å andra sidan är infiltrationsvåtmarkerna känsligare för frost, och i normalfallet även dyrare att tillföra avloppsvatten eftersom ett ytspridningssystem, med påförel i flera punkter, kommer att behövas i många fall.

Bevattnat jordbruk
(ej översvämmat)
(IIIb)



Bevattnat jordbruk (IIIb) kan jämfört med infiltrationsvåtmark betraktas som en mer extensiv form av vertikal infiltration. Skillnaden består framförallt i att jordbruk tillföres vatten huvudsakligen under växtsäsongen, medan infiltrationsvåtmarker är avsedda för året-runt-bruk. Detta innebär också att bevattnat jordbruk kan betraktas som både renings- och återvinningssystem. Å andra sidan krävs lagring eller alternativ rening under vintern. Inom bevattnat jordbruk kan man skilja mellan system där både vatten- och näringsbehovet tillfredsställs med avloppsvatten, och system där endast vattenfaktorn är avgörande. Den första typen innehåller odling av vattentåliga och snabbväxande energigrödor, t.ex. olika pilarter (*Salix* spp) och våtmarksgräset rörflen (*Phalaris arundinacea*). Den andra typen representeras av mer traditionellt jordbruk, där det är växternas behov av vatten som får styra. Denna senare typ är den enda som provats i större skala i Sverige (Blekinge, Gotland och Öland), men det är antagligen den intensivare varianten, med odling av energigrödor, som är mest aktuellt i nuläget, när intresset för denna typ av jordbruk verkar öka samtidigt som reningsverken får skärpta krav på att minska kväveutsläppen.

Det större ytbehovet för jordbruksbevattning gör att dessa system blir dyrare. Detta innebär att sådana system måste finansieras i samarbete mellan den som är ålagd att rena avloppsvatten (en kommun eller industri) och den som nyttjar näringen och vattnet för att producera en gröda (ett jordbruksföretag). Med andra ord innebär denna teknik att samverkan mellan stad och land kan ökas, och förhoppningsvis leda till en ekologiskt och ekonomiskt sund resurshantering.

4. MINISEMINARIUM

Hösten 1991 anordnades ett "miniseminarium" med den huvudsakliga ambitionen att lyfta fram strategier beträffande forskning och utveckling utomlands, samt vunna erfarenheter i tillämpningsskedet. Inbjudan riktades till ett 20-tal personer med huvudsaklig förankring i va-branschen. Representanter från naturvårdsverket, länsstyrelser, kommunala gatu- och miljökontor, universitet och högskolor, samt VAV deltog i seminariet som ägde rum i Röstånga, Skåne.

Som framgår av föregående kapitel har naturlig avloppsrening stor spridning internationellt varför prioritering av föredragshållare är svårt när ambitionen är hög och resurserna begränsade. Valet föll på Robert Bastian, USA och Hans Brix, Danmark. I USA är naturlig rening etablerad teknik sedan flera år. Särskilt system med bevattning (IIIb, Figur 2) förekommer över hela den nordamerikanska kontinenten. I Danmark är det framförallt den kraftiga utbyggnaden av rotzonsanläggningar (II, Figur 2) som uppmärksammats internationellt.

Nedan referens i korthet föredragen och resultatet av den efterföljande diskussionen.

Robert Bastian, knuten U.S. Environmental Protection Agency (EPA) i Washington D.C., har sedan mitten av 1970-talet varit involverad i det omfattande amerikanska utvecklingsarbetet kring *land treatment* och *aquaculture application*. De goda resultaten av forsknings- och utvecklingsinsatserna har starkt bidragit till EPAs positiva hållning till naturlig avloppsrening. Redan i "Clean Water Act" från 1977 konkluderades bland annat att:

- * System med naturlig rening är generellt sett mer kostnadseffektiva än konventionella reningsverk.
- * Naturlig rening möjliggör ett kontrollerat tillvaratagande av växtnäringsämnen i motsats till stimulering av algproduktion och strandvegetation i vattenrecipienter, vilket ofta är följderna av konventionell rening.

EPAs arbetssätt har bland annat varit att samla initierade forskare, konsulter och myndighetspersoner vart tionde år till ett digert seminarium med omkring 200 deltagare. Vid det senaste tillfället listades vid ett antal arbetsmöten de vunna erfarenheterna under de gångna 10 åren, samt forskningsbehovet under de följande 10 åren.

De vunna erfarenheterna var i sammandrag följande:

- * Om riktigt dimensionerad och skött är naturlig rening en tillförlitlig och effektiv metod jämförbar med, eller bättre än, konventionella lösningar. Metoden är användbar i alla klimat och geografiska områden i USA.

- * Under den senaste 10-årsperioden har sådan information erhållits så att dimensionering kan ske med hänsyn till rådande vattenkvalitetskrav.
- * Naturlig rening är en användbar, miljömässigt sund och kostnadseffektiv teknik för avloppsbehandling. Mer än tusen system är i drift och lika många befinner sig i diskussions-, planerings- eller uppförandefasen.
- * Framgångsrika reningssystem finns nu runtom i världen. Hydrauliska belastningar, kväveläckage, växtupptag av kväve, avrinningsvolym och andra potentiella problemfaktorer kan nu förutsägas och bemästras.
- * Jordar och klimat har karakteriserats med hänsyn till olika metoders lämplighet.
- * Vederhäftig information är tillgänglig för avloppsbehandling med avseende på: växtval, erosionskontroll, hydrauliska belastningsnivåer, metall-, fosfor- och kvävereduktion, nedbrytning av organiska ämnen (undantaget vissa spårorganiska ämnen), samt vattenkvalitetskrav med hänsyn till olika grödor.
- * En välskött naturlig behandlingsanläggning, med beaktande av erforderliga säkerhetsavstånd, är ett ur hygienisk synpunkt säkert, fördelaktigt och acceptabelt reningsalternativ.
- * Stora framsteg har rönts beträffande det komplexa området mätning och analys av virus.
- * Det finns inte längre några allvarliga kunskapsluckor när det gäller hälsopåverkan hos människa avseende organiska och oorganiska komponenter i avloppsvatten som tillförs odlad mark.
- * Det finns hittills inga kända rapporter om spridning av infektionssjukdomar i USA som kan hänföras till avloppsbeplantningsanläggningar.

Följande behov av framtida forskning noterades:

- * Utvärdering av den tekniska utrustningens långsiktiga uthållighet.
- * Dimensioneringskriterier för utnyttjande av skogsmark som behandlingsmedium.
- * Tungmetallbelastningskriterier med hänsyn till regionala skillnader.
- * Verifiering av förekommande matematiska modeller.
- * Långtidsaspekter med hänsyn till avskiljningsgrader, dynamiken i ekosystemet samt kollaps och återhämtning i bristfälligt skötta anläggningar.
- * Överlevnad och transport av virus i olika jordar, klimat och vattenregimer.

- * Avskiljningen av patogena organismer jämfört med konventionella reningsprocesser.
- * Faktorer som påverkar transporten av spårorganiska ämnen i jord samt nedbrytningen av organiska ämnen i grundvatten.

Stora forskningsinsatser i USA har gjorts under de senaste 25 åren och den satsning som nu sker är mera av generellt kompetenshöjande slag analogt med vad som sker inom andra delar av det vattenreningstekniska området. Det finns för närvarande inte någon forskningsstrategi från EPAs sida och något nytt samlande seminarium 1993 (det ovan refererade hölls 1983) planeras inte. Detta får tolkas så att naturlig rening numera utgör ett "naturligt" inslag i avloppsreningsfamiljen.

Hans Brix, som arbetar vid Botanisk Institut, Aarhus Universitet, har som bladvassexpert engagerat sig i utvecklingen och uppföljningen av de danska rotzonsanläggningarna. Hans Brix är ordförande i IAWPRCs *Specialist Group on the Use of Macrophytes in Water Pollution Control* och också Danmarks representant i EG-gruppen *The European Community Expert Contact Group on Emergent Hydrophyte Treatment Systems* knuten till EWPCA.

- * Rotzonsanläggningar enligt nuvarande design är generellt inte någon tillfredsställande lösning.
- * Intermittent belastade markbäddar ger förutom möjligheter till fullständig nitrifikation också bättre behandlingsresultat än rotzonsanläggningar.
- * Väsentligt bättre resultat uppnås om delprocesser fysiskt isoleras i seriellt förbundna anläggningar.
- * Det finns behov av fortsatt utvecklingsarbete med hänsyn till optimering av reningseffekterna i växtbaserade anläggningar.

Detta innebär att den tro som man länge hade på rotzonsanläggningars utomordentliga reningsförmåga har övergått i ett mera sansat förhållande till tekniken. Beträffande BOD erhålles normalt en hygglig reduktion men för fosfor och framförallt kväve är resultaten klart bristfälliga.

Problemen på kvävesidan hänger samman med att transporten av syre genom de inre luftkanalerna i vasståndarna till rotzonen har överskattats och ger inte den fria tillgång till syre för nitrifikationsbakterierna som tidigare antagits. Studier vid Botanisk Institut har visat att endast ca 1 % av nedtransporterat syre frigörs. Behovet för fullständig nitrifikation är i själva verket 500-1000 gånger större.

Man kan säga att den stora, men framförallt mycket ensidiga, satsningen på rotzonsanläggningar enligt Kickuths koncept i Danmark är katastrofal med hänsyn till att konceptet är fel från början. Exemplet visar att det krävs ett större mått av tålmod och en högre grad av ödmjukhet vid implementering av naturlig teknik

jämfört med vad som normalt är fallet med strikt tekniska lösningar. En annan skiljelinje är det tvärvetenskapliga inslaget i naturliga reningssystem, som ofta kräver otraditionella sammansättningar av projektorganisationer och arbetsgrupper.

Forskningsarbetet vid Botanisk Institut under 1980-talet har lett till ansatser om flerstegsteknik, baserad på naturliga delprocesser och enkel teknik. Härvid föreslår man att efter slamavskiljning bör avloppsvattnet behandlas i någon typ av sandfilter eller infiltrationsvåtmark för att reducera innehållet av organisk substans och fosfor samt möjliggöra nitrifikation. I högbelastade anläggningar kan ett steg med flytande eller submers vegetation ingå före det avslutande steget med vassbädd där således denitrifikation och därmed huvuddelen av kväveavskiljningen kan ske.

I den avslutande diskussionen noterades att det finns en otroligt bred och delvis en mycket djup kunskap om de naturliga reningssystemens funktion. Fortfarande är det dock i långa stycken ett "black box"-system vi talar om. Vi känner inte alla fysikaliska, biologiska och kemiska delprocesser och mekanismer i detalj, men detta får inte hindra oss i Sverige från att börja experimentera mera.

Med dagens kunskap bör ett antal anläggningar byggas och följas upp. Differentiering med hänsyn till teknik, klimat, geologi och andra omgivningsfaktorer bör ske så att utvärdering och återkoppling kan effektiviseras i största möjliga utsträckning.

I en svensk satsning på forskning och utveckling avseende naturlig avloppsrening bör enligt seminariedeltagarnas uppfattning tyngdpunkten, utan inbördes rangordning, ligga på följande huvuddelar:

- * Kväveprocesser i mark
- * Fosfor- och kvävereduktionspotentialer
- * Grundvattenpåverkan
- * Avloppsvattnets värde som växtnärsresurs
- * Kombinationer av olika delprocesser i flerstegssystem
- * Behovet av säsongsmässig systemväxling beroende på klimat
- * Jämförelser med konventionell reningsteknik

5. FÖRSLAG TILL ÅTGÄRDER

Efter genomgång av teknisk och vetenskaplig litteratur, samt samtal med kollegor, är det ett bestående intryck att mycket av den kunskap som behövs för att anlägga väl fungerande naturliga system finns tillgänglig. De åtgärder som nu bör vidtagas faller under följande rubriker:

- Tillståndsgivning.
- Utarbetande av råd och riktlinjer.
- Forskning och utveckling.

5.1. Tillståndsgivning

Det kanske viktigaste i nuläget är att man från tillståndsgivande myndigheter intar en, låt vara kritisk, men ändå positiv hållning till naturliga system för avloppsrening och utnyttjande av vatten- och näringsresurser i avloppsvatten för biomasproduktion. Det är nödvändigt att pilotanläggningar kommer till stånd så att nya metoder på ett rättvist sätt kan jämföras med mer beprövade. Det är även viktigt att synen på avloppsvattenrening förändras. De naturliga, ofta mer extensiva, metoderna har ibland inget väldefinierat utlopp, vilket innebär att man måste acceptera en mindre knivskarp gräns mellan avloppsreningsanläggning och recipient. Här utgör vanlig markinfiltration en föregångare, och det som det handlar om är att utvidga detta tänkande också till mer arealkrävande system. Detta innebär i förlängningen att övervakningen av utsläpp av behandlat avloppsvatten måste bli mer flexibel än vad som krävs vid rena punktutsläpp. Framförallt är det behovet av grundvattenövervakning som kommer att öka i samband med användning av permeabla jordar.

5.2. Utarbetande av råd och riktlinjer

Parallellt med att pilotanläggningar kommer till stånd bör man starta arbetet med att utforma råd och riktlinjer för planeringen, anläggning, drift och uppföljning av naturliga system för avloppsrening. Detta arbete bör naturligtvis ske med Naturvårdsverket som huvudman och leda till allmänna råd i stil med dem som finns för infiltrationsanläggningar och markbäddar (SNV, 1991) och slamhantering (SNV, 1990b).

Förutom att målet för råd och riktlinjer naturligtvis skall vara att rening, omgivningsskydd och ekonomi håller godtagbar nivå, så bör riktlinjerna även utformas så att jämförelser mellan olika anläggningar underlättas. Dels skall olika naturliga reningssteg kunna jämföras med varandra, t.ex. rotzonsmetoden med infiltrationsvåtmark, och dels med mer konventionella metoder. Dessutom är det angeläget att kunna jämföra anläggningar av samma slag som byggs på olika

platser. Praktiskt kan detta exempelvis innebära att man förordar fasta dimensioneringskriterier för en viss typ av system även om det inte finns vetenskapligt underlag för precis dessa kriterier. Att detta är viktigt är en konsekvens av den större inverkan av lokala förhållanden som är en ofrånkomlig del av de naturliga systemens tillämpning. Det blir en uppgift för forskning och utveckling att så småningom modifiera och ge kriterierna en starkare vetenskaplig grund.

I fråga om uppföljning så gör utveckling med tiden hos system med vegetation att det är viktigt med ett längre tidsperspektiv än det som krävs vid konventionell rening. Det kanske mest belysande exemplet är frågan om rhizomens (jordstammarnas) inverkan på den hydrauliska konduktiviteten i rotzonsanläggningar. Denna fråga är inte slutligt avgjord eftersom inte tillräckligt många anläggningar har uppnått en ålder då man kan säga att dynamisk stabilitet beträffande tillväxt och nedbrytning gäller. Exempelvis anger de Maeseneer (1992) 6 år som en nödvändig ålder. (Flera anläggningar har idag uppnått denna ålder men i många fall har belastningen av suspenderat och organiskt material varit så hög att effekter av rhizomsystemets utveckling antagligen inte går att iakttaga.) Även när det gäller areellt omfattande system som till exempel våtmarker för kvävereduktion, kan man tänka sig att systemets succession under de första åren gör det svårt att dra någorlunda säkra slutsatser om den långsiktiga funktionen.

5.3. Forskning och utveckling

Vilka aspekter på de naturliga systemen är då av intresse att studera?

När det gäller reduktion av organiskt material har anlagda våtmarker med vassbildande vegetation (Ib) föreslagits som en intressant metod. Det är framförallt drift och effektivitet vintertid som är viktiga att skaffa erfarenhet om i detta fall. En jämförelse av en våtmark i kontinuerlig drift, med ett system av parallella våtmarker som alternerande mottar avloppsvatten är också av intresse. De erfarenheter och resultat som erhålles från dessa undersökningar bör sedan jämföras med resultat från biodammar och andra biologiska steg i mindre avloppsreningsverk.

Odling av flytande och submersa vattenväxter (Ia), eventuellt tillsammans med fisk och skaldjur, för att återvinna fosfor och kväve, förefaller vara den kanske längst drivna formen av näringsåtervinning. Innan man går till ytterligare försök med dessa system bör man göra en ekonomisk bedömning av de långsiktiga behandlingskostnaderna för olika antaganden om avloppsvattenflöde och beskaffenhet, fosformättnad av sedimenten, denitrifikation, skördeintensitet och värde av producerad biomassa.

Rotzonsanläggningar (II) och infiltrationsvåtmarker (IIIa), liksom markbäddar och vanlig markinfiltration, är jämförbara system där jorden spelar avgörande roll för reduktionen av näringsämnen. Det är av stort intresse att söka jämföra dessa metoder för året-runt-bruk under i övrigt lika förhållanden, och att då också uppskatta växternas betydelse för reningsresultaten. För rotzonsanläggningar är det vidare av intresse att utvärdera om *leca* (*light expanded clay aggregate*) kan vara ett

lämpligt marks substrat. I infiltrationsvåtmarker bör speciellt samspelet mellan bevattningsfrekvens och reningsresultat studeras i olika jordar.

Inom området jordbruksbevattning (IIIb) är det av största intresse att studera möjligheterna att kombinera avloppsrening med näringsåtervinning vid odling av vattenkrävande energigrödor. Här gäller det, kanske mer än i något annat fall, att vinna acceptans för att avloppsvatten används för grödoproduktion utan att de hygieniska kraven är onödigt restriktiva. Därför är det viktigt att uppdatera den litteraturstudie som Socialstyrelsen (1982) lät göra för 10 år sedan. Vidare är det av intresse att göra en utvidgad studie som samlar och analyserar information om bevattning med avloppsvatten, så som exemplifierats i Tabell 5. När det gäller praktiska försök är det viktigt att fastställa vilken bevattningsteknik som är lämplig vid avloppsvattentillförsel till energiskog respektive energigräs. Samtidig optimering av avloppsrening och grödoproduktion är en annan intressant forskningsfråga.

Kvävereduktion i avloppsvatten som genomgått avancerad rening med avseende på organiskt material och fosfor, har studerats i mycket liten omfattning i system med ytavvattning (Ia och Ib). Dessutom är det så, i många av de studier av kväveretention som gjorts i hårt belastade system, att omgivningsfaktorena sällan övervakats tillräckligt bra för att tillåta mer än en "black box"-beskrivning av kväveretentionen. Därför föreslås att arbetet fortsättes på två olika nivåer: makroskala (praktisk fullskala - storleksordningen ha) och mesoskala (stor försöksskala - storleksordningen 100 m²).

I mesoskala bör fokus vara att förstå resultatet av olika driftförhållanden, som avloppsvattenbelastning och tillförselregim, skörd samt tillförsel av extern kolkälla. Provtagningsprogrammet bör utformas så att kväveomsättningen i systemet kan modelleras. Också effekterna av plantering kontra spontan vegetationsutveckling, och hur man skall undvika störande algblomning, bör studeras i mesoskala. Men dessa senare frågor är också viktiga att undersöka i makroskala.

I makroskala bör intresset framförallt riktas mot ekosystemstudier, ingenjörsmässiga aspekter, miljöeffektstudier och landskapsarkitektur: Hur utvecklas ett konstruerat, eller återskapat, våtmarksekosystem? Hur skall våtmarker utformas och skötas för bästa funktion? Finns det hygieniska problem, och, om så är, hur kan de minskas? Hur utformas och sköts en våtmark för att uppfattas som ett attraktivt inslag i landskapet?

6. REFERENSER

6.1. Litteratur

- Adriano D. C., Novak L. T., Erickson A. E., Wolcott A. R. och Ellis B. G. 1975. Effect of long term land disposal by spray irrigation of food processing wastes on some chemical properties of the soil and subsurface water. *J. Environ. Qual.* 4:242-248.
- Armstrong W., Armstrong J. och Beckett P. M. 1990. Measurement and modelling of oxygen release from roots of *Phragmites australis*. I: Cooper P. F. och Findlater B. C. (red.). *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. Pergamon Press, Oxford, sid. 41-51.
- Bahlo K. E. och Wach F. G. 1990. Purification of domestic sewage with and without faeces by vertical intermittent filtration in reed and rush beds. I: Cooper P. F. och Findlater B. C. (red.). *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. Pergamon Press, Oxford, sid. 215-221.
- Beek J. och van Riemsdijk W. H. 1979. Interaction of ortophosphate ions with soil. I: Bolt G. H. (red.). *Soil Chemistry. Physico-Chemical Models. Development in Soil Science 5B*. Elsevier Scient. Publ., Amsterdam, sid. 259-284.
- Bishop P. L. och Eighmy T. T. 1989. Aquatic wastewater treatment using *Elodea nuttallii*. *J. Water Pollut. Control Fed.* 61:641-648.
- Bohn H. L., McNeal B. L. och O'Connor G. A. 1985. *Soil Chemistry*. Andra upplagan. John Wiley and Sons, New York, 329 sid.
- Bole J. B. och Gould W. D. 1985. Irrigation of forages with rendering plant wastewater: forage yield and nitrogen dynamics. *J. Environ. Qual.* 14:119-126.
- Boll R. och Kayser R. 1987. Experiences with land treatment of wastewater in the federal republic of Germany. *Wat. Sci. Tech.* 19:51-62.
- Brix H. 1987a. The applicability of the wastewater treatment plant in Othfresen as scientific documentation of the root-zone method. *Wat. Sci. Tech.* 19:19-24.
- Brix H. 1987b. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants - the root-zone method. *Wat. Sci. Tech.* 19:107-118.
- Brix H. 1990. Gas exchange through the soil-atmosphere interphase and through dead culms of *Phragmites australis* in a constructed reed bed receiving domestic sewage. *Wat. Res.* 24:259-266.
- Brix H. och Schierup H.-H. 1989. The use of aquatic macrophytes in water-pollution control. *Ambio* 18:100-107.

Brix H. och Schierup H.-H. 1990. Soil oxygenation in constructed reed beds: the role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport. I: Cooper P. F. och Findlater B. C. (red.). *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. Pergamon Press, Oxford, sid. 53-66.

Christensen P. B. och Sørensen J. 1986. Temporal variation of denitrification activity in plant-covered, littoral sediment from Lake Hampen, Denmark. *Appl. Environ. Microbiol.* 51:1174-1179.

Conley L. M., Dick R. I. och Lion L. W. 1991. An assessment of the root zone method of wastewater treatment. *Res. J. Water Pollut. Control Fed.* 63:239-247.

Cooper P. F. (red.) 1990. European design and operations guidelines for reed bed treatment systems. The EC/EWPCA Emergent Hydrophyte Treatment Systems Expert Contact Group, Water Research Centre, Swindon, UK.

Cooper P. F. och Findlater B. C. (red.). 1990. *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. Pergamon Press, Oxford, 605 sid.

Crites R. W. 1984. Land use of wastewater and sludge. *Environ. Sci. Technol.* 18:140-147.

Etnier C. och Guterstam B. (red.). 1991. *Ecological Engineering for Wastewater Treatment*. Bokskogen, Göteborg, 365 sid.

Faulkner S. P. och Richardson C. J. 1989. Physical and chemical characteristics of freshwater wetland soils. I: Hammer D. A. (red.). *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment - Municipal, Industrial and Agricultural*. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, Michigan, sid. 41-72.

Findlater B. C., Hobson J. A. och Cooper P. F. 1990. Reed bed treatment systems: performance evaluation. I: Cooper P. F. och Findlater B. C. (red.). *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. Pergamon Press, Oxford, sid. 193-204.

Good B. J. och Patrick, Jr. W. H. 1987. Root-water-sediment interface processes. I: Reddy K. R. och Smith W. H. (red.). *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*. Magnolia Publ., Inc., Orlando, Florida, sid. 359-371.

Greiner R. W. och de Jong J. 1984. The Use of Marsh Plants for the Treatment of Wastewater in Areas Designated for Recreation and Tourism. RIJP Report nr. 225. Lelystad, Nederländerna. (Ej läst. Citerad från: Richardson och Davis, 1987).

Gumbricht T. 1991. Nutrient Reduction Using Macrophyte Systems in Temperate Climate. TRITA-KUT/91:1064. Institutionen för Mark- och vattenresurser, Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm.

Hammer D. A. (red.). 1989. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment - Municipal, Industrial and Agricultural*. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, Michigan, 831 sid.

Hasselgren K. 1984. Municipal wastewater reuse and treatment in energy cultivation. *Water Reuse Symposium III, AWWA Research Foundation, Proceedings* 1:414-427.

Hasselgren K. 1989. Landfill leachate treatment and reuse in soil-plant systems. *SARDINIA 89, Second International Landfill Symposium, Porto Conte (Alghero), Italien, Proceedings* 1:1-17.

Herskowitz J., Black S. och Lewandowski W. 1987. Listowel artificial marsh treatment project. I: Reddy K. R. och Smith W. H. (red.). *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*. Magnolia Publ., Inc., Orlando, Florida, sid. 247-254.

Hill D. E. och Sawhney B. L. 1981. Removal of phosphorus from waste water by soil under aerobic and anaerobic conditions. *J. Environ. Qual.* 10:401-405.

Iskandar I. K. 1978. The effect of waste water reuse in cold regions on land treatment systems. *J. Environ. Qual.* 7:361-368.

de Jong J. 1976. The purification of wastewater with the aid of rush or reed ponds. I: Tourbier J. och Pierson, Jr. R. W. (red.). *Biological Control of Water Pollution*. University of Pennsylvania Press, Philadelphia, Pennsylvania, sid. 133-139.

Kardos L. T., Scarsbrook C. E. och Volk V. V. 1977. Recycling elements in wastes through soil-plant systems. I: Elliott L. F. och Stevenson F. J. (red.). *Soils for Management of Organic Wastes and Waste Waters*. ASA, CSSA, SSSA, Madison, Wisconsin, sid. 301-324.

Kickuth R. 1982. Das Wurzelraumverfahren - ein kostengünstiges Klärverfahren für den dezentralen Einsatz in Kommunen und Gewerbe. *Der Tropenlandwirt* 83:141-154.

Khalid R. A., Patrick, Jr. W. H. och De Laune R. D. 1977. Phosphorus sorption characteristics of flooded soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41:305-310.

Kowalik P. J. och Perttu K. L. 1989. Management strategies for reducing nitrogen and phosphorus loads into rivers close to the Vistula estuary. Memorandum, Technical University of Gdansk, Polen, och Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Leander B. 1985. Sölvesborgsprojektet. Försök och utredningar 1979-83. Slutrapport. VBB, Malmö.

Linden D. R., Clapp C. E. och Gilley J. R. 1981. Effects of scheduling municipal waste-water effluent irrigation of reed canarygrass on nitrogen renovation and grass production. *J. Environ. Qual.* 10:507-510.

Linden D. R., Clapp C. E. och Larson W. E. 1984. Quality of percolate water after treatment of a municipal wastewater effluent by a crop irrigation system. *J. Environ. Qual.* 13:256-264.

Mæhlum T. 1991. Ökologisk avlöpsrensning. Bruk av konstruerte våtmarker til rensing av avløpsvann i Norge. Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges lantbrukshøgskole, Ås.

de Maeseneer J. L. 1992. On the influence of reeds on hydraulic conductivity of soils for primary or secondary treated water. IAWPRC Specialist Group on the Use of Macrophytes in Water Pollution Control, Newsletter No. 6:6-7.

Marten G. C., Larson W. E. och Clapp C. E. 1980. Effects of municipal waste water effluent on performance and feed quality of maize vs. reed canarygrass. *J. Environ. Qual.* 7:137-141.

Miljöstyrelsen. 1990. Lavteknologisk spildevandsrensning i danske landsbyer. Spildevandsforskning fra Miljöstyrelsen, Miljöstyrelsen, Köpenhamn. (Ej läst. Citerad från: Schierup et al., 1990)

Mitsch W. J. 1991. Ecological engineering: the roots and rationale of a new ecological paradigm. I: Etnier C. och Guterstam B (red.). *Ecological Engineering for Wastewater Treatment*. Bokskogen, Göteborg, sid. 19-37.

Nichols D. S. 1983. Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. *J. Water Pollut. Control Fed.* 55:495-505.

Nilsson P. 1990. Infiltration of Wastewater. An Applied Study on Treatment of Wastewater by Soil Infiltration. LUTVDG/(TVVA-90/1002). Avdelningen för VA-teknik, Lunds Tekniska Högskola.

Oxelösunds kommun. 1992. Ansökan om tillstånd enligt Miljöskyddslagen avseende kvävereduktion i våtmark. Tekniska kontoret, Oxelösunds kommun.

Painter H. A. 1983. Aerobic bacteria and fungi. I: Curds, C. R. and Hawkes, H. A. (red.). *Ecological Aspects of Used Water Treatment*. Vol. 2. Biological Activities and Treatment Processes. Academic Press, London, sid. 11-75.

Pell M. och Nyberg F. 1989a. Infiltration of wastewater in a newly started pilot sand-filter system: I. Reduction of organic matter and phosphorus. *J. Environ. Qual.* 18:451-457.

Pell M. och Nyberg F. 1989b. Infiltration of wastewater in a newly started pilot sand-filter system: II. Development and distribution of the bacterial populations. *J. Environ. Qual.* 18:457-462.

Pell M. och Nyberg F. 1989c. Infiltration of wastewater in a newly started pilot sand-filter system: III. Transformation of nitrogen. *J. Environ. Qual.* 18:463-467.

Ponnamperuma F. N. 1972. The chemistry of submerged soils. *Advan. Agron.* 24:29-96.

Reddy K. R. och Patrick, Jr. W. H. 1984. Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *CRC Crit. Rev. Environ. Control* 13:273-309.

Reddy K. R. och Smith W. H. (red.). 1987. *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*. Magnolia Publ., Inc., Orlando, Florida, 1032 sid.

Reed S. C., Middlebrooks E. J. och Crites R. W. 1988. *Natural Systems for Waste Management and Treatment*. McGraw-Hill Book Co., New York, 308 sid.

Richardson C. J. 1985. Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. *Science* 228:1424-1427.

Richardson C. J. och Davis J. A. 1987. Natural and artificial wetland ecosystems: ecological opportunities and limitations. I: Reddy K. R. och Smith W. H. (red.). *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*. Magnolia Publ., Inc., Orlando, Florida, sid. 819-854.

Ridderstolpe P. och Kindvall I. 1989. Vattenbruk, vattenrening och resursåtervinning - en litteraturstudie. TRITA-KUT/89:1050. Institutionen för Mark- och vattenresurser, Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm.

Robertson K. 1991. Emissions of N₂O in Sweden - natural and anthropogenic sources. *Ambio* 20:151-155.

Rydlöv M., Hasslöf H., Sundblad K., Robertson K. och Wittgren H. B. 1991. *Wetlands - Vital Ecosystems for Nature and Societies in the Baltic Sea Region*. Rapport till HELCOM ad hoc High Level Task Force från Världsnaturfonden WWF, 114 sid.

Sah R. N. och Mikkelsen D. S. 1989. Phosphorus behavior in flooded-drained soils. I. Effects on phosphorus sorption. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53:1718-1722.

Sah R. N., Mikkelsen D. S. och Hafez A. A. 1989. Phosphorus behavior in flooded-drained soils. II. Iron transformations and phosphorus sorption. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53:1723-1729.

Schierup H.-H. och Brix H. 1990. Danish experience with emergent hydrophyte treatment systems (ehs) and prospects in the light of future requirements on outlet water quality. *Wat. Sci. Tech.* 22:65-72.

Schierup H.-H., Brix H. och Lorenzen B. 1990. Spildevandsrensning i rodzoneanlæg. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen nr. 8 1990. Miljøstyrelsen, København, 87 sid.

Seidel K. 1976. Macrophytes and water purification. I: Tourbier J. och Pierson, Jr. R. W. (red.). *Biological Control of Water Pollution*. University of Pennsylvania Press, Philadelphia, Pennsylvania, sid. 109-121.

SNV. 1990a. Små avloppsanläggningar. Hushållsspillvatten från högst 5 hushåll. Allmänna råd 87:6. Naturvårdsverket, Solna, 83 sid.

SNV. 1990b. Slam från kommunala reningsverk. Allmänna råd 90:13. Naturvårdsverket, Solna, 49 sid.

SNV. 1991. Rening av hushållsspillvatten. Infiltrationsanläggningar och markbäddar för fler än 25 personer. Allmänna råd 91:2. Naturvårdsverket, Solna, 68 sid.

Socialstyrelsen 1982. Bevattning med avloppsvatten. Socialstyrelsen redovisar 1982:6. Socialstyrelsen, Stockholm, 75 sid.

Sopper W. E. och Kardos L. T. (red.). 1973. *Recycling Treated Municipal Wastewater and Sludge through Forest and Cropland*. The Pennsylvania State University Press, University Park, Pennsylvania, 479 sid.

SOU. 1955. Markbäddar. I: Undersökning rörande små avloppsreningsanläggningar. SOU 1955:18, sid. 68-85.

Sundblad K. 1988. Recycling of Wastewater Nutrients in a Wetland Filter. *Linköping Studies in Arts and Science* 27. Universitetet i Linköping.

Sundblad K. och Wittgren H. B. 1989. *Glyceria maxima* for wastewater nutrient removal and forage production. *Biological Wastes* 27:29-42.

Sundblad K. och Wittgren H. B. 1991. Wastewater nutrient removal and recovery in an infiltration wetland. I: Etnier C. och Guterstam B (red.). *Ecological Engineering for Wastewater Treatment*. Bokskogen, Göteborg, sid. 190-198.

Svensson S.-E. och Söderlund P. 1984. Avloppsbevattningsstudie. Produktalternativstudie. ENPECE, Lund.

Tiedje J. M., Sextone A. J., Parkin T. B., Revsbech N. P. och Shelton D. R. 1984. Anaerobic processes in soil. *Plant and Soil* 76:197-212.

Tingström A. och Andersson S. 1985. Bevattning med avloppsvatten enligt Gotlandsmodellen. Gotlands kommun, Visby.

Tourbier J. och Pierson, Jr. R. W. (red.). 1976. Biological Control of Water Pollution. University of Pennsylvania Press, Philadelphia, Pennsylvania. 340 sid.

USDI (U. S. Department of Interior, Bureau of Reclamation). 1978. Drainage Manual. U. S. Government Printing Office, Washington, D. C.

Wittgren H. B. 1988. Removal of Wastewater Nitrogen in a Wetland Filter. Linköping Studies in Art and Science 29. Universitet i Linköping.

Wolverton B. C. 1987. Aquatic plants for wastewater treatment - an overview. I: Reddy K. R. och Smith W. H. (red.). Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery. Magnolia Publishing, Inc., Orlando, Florida, sid. 3-15.

6.2. Personliga kontakter

Blomgren Göran. Visby kommun

Knutsson Håkan. Länsstyrelsen i Kalmar län.

Leander Bo. VBB/VIAK, Malmö.

de Maeseneer Jean Leon. Universitetet i Gent, Belgien.

Sandström Peter. Tekniska Högskolan i Luleå.

de Vries J. AVEBE, Veendam, Nederländerna.

Rapporter utgivna i VA-FORSK-serien – 1993-03-31

- 1992-01 Hydraulisk analys av vattenledningsnät, *Lennart Andersson*
- 1992-02 Samverkan mellan avloppsnät och reningsverk, *Claes Hernebring*
- 1992-03 Lukt- och smakstörningar i dricksvatten, *Kjell Kihlberg, Roger Sävenhed*
- 1992-04 Artificial Groundwater Recharge – State of the Art, *Cristina Frycklund*
- 1992-05 Analysmetod för klordioxid, klorit och klorat, *Mats Lindgren, Einar Pontén*
- 1992-06 Undersökning av förfilter för järn- och manganreduktion vid dricksvattenrening, *Tibor Nemeth, Åke Elgemark*
- 1992-07 Inventering av datorbaserade system för övervakning och styrning inom kommunal teknik, *Bengt Zagerholm*
- 1992-08 Bräddning – Problemets omfattning i svenska tätorter, *Mats Andreason, Johan Larsson*
- 1992-10 PRISEK Prioritering Samhällskonsekvenser Ekonomi – Ekonomisk modell och systematisk effektredovisning för värdering och prioritering av va-åtgärder, *Bertil Gustafsson, Gilbert Svensson*
- 1992-11 Konditionsstabilitet hos avloppsledningar av betong, *Viveka Lidström*
- 1992-12 Skadefall på nylagda betongledningar, *Ann-Christin Sundahl*
- 1992-13 Konstgjord grundvattenbildning, *Bertil Sundlöf, Lars Kronqvist*
- 1992-14 Trädrotter och ledningar, *Örjan Ståhl*
- 1992-15 Naturliga system för avloppsrening och resursutnyttjande i tempererat klimat, *HB Wittgren, Kenth Hasselgren*
- 1992-16 Vattenboken – En bok för mellanstadiet om vårt svenska vatten, *Accurat Information AB, VAV*
- 1992-17 Vattenboken – Lärboken, *Accurat Information AB, VAV*
- 1992-18 Utvärdering av VA-FORSK, *Björn Svedinger*
- 1992-19 Hårdgöring av dricksvatten med krita-kolsyra – ett alternativ till kalk-kolsyra, *Dan Göthe, Bertil Israelsson*
- 1993-01 Alternativ va-teknik – Exempelsamling, *Per-Arne Malmqvist, Agneta Samuelsson*
- 1993-02 Luft- och sedimentsamlingar i tryckledningar – Inledande studie, *Lennart Jönsson*
- 1993-03 Algtoxiner i dricksvatten – en undersökning vid två svenska vattenbruk samt litteraturstudie, *Heléne Annadotter*
- 1993-04 Simulering av hydrologin inom urbana områden. Metodikmanual – MouseNAM, *Lars-Göran Gustafsson*

Övrig Publicering

Video Vatten och Avlopp för låg- och mellanstadiet

Påverkan på vattenkvaliteten i Stångån för utsläpp inom Linköpings tätort, Stadsb 2, 1991

Plats för regn. VA-FORSK och MOVIUM, 1990

Klororganiska föreningar från disk- och blekmedel. Naturvårdsverket Rapport 4009, 1992

