



Naturliga system för
avloppsrening och
resursutnyttjande i tempererat
klimat

HB Wittgren
Kenth Hasselgren



VA-FORSK

VA-FORSK är kommunernas eget FoU-program om kommunal va-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna, vilket är unikt på så sätt att statliga medel tidigare alltid använts för denna typ av verksamhet. FoU-avgiften är för närvarande en krona per kommuninnevånare och år. Avgiften är frivillig och intresset från kommunernas sida har varit mycket stort. Nästan alla kommuner är med i programmet, vilket innebär att budgeten årligen omfattar drygt åtta miljoner kronor.

VA-FORSK initierades gemensamt av Kommunförbundet och VAV. Verksamheten påbörjades år 1990. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning inom det kommunala va-området. Projekt bedrivs inom hela det va-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Ledningsnät
Avloppsvattenrening
Ekonomi och organisation
Utbildning och information

VA-FORSK styrs av en kommitté, som utsetts gemensamt av VAV och Kommunförbundet. Kommittén är underställd VAVs styrelse. Under perioden 1993-1995 har kommittén följande sammansättning:

Hans Mattsson, ordförande	Södertälje
Professor Peter Balmér	GRYAAB, Göteborg
Driftchef Sture Bergström	Gatukontoret, Skellefteå
Kommunalråd Bert-Ove Bäckman	Lycksele
Avdelningschef Jane Cederqvist	Sv kommunförbundet
Tekn dr Jan Hultgren	Stockholm Vatten AB
Kommunalråd Caisa Hörberg	Lidingö
Ordf i tekniska nämnden Thure Larsson	Gatukontoret, Visby
Tekn chef Peeter Maripuu	Lycksele
Va-chef Bengt L Persson	Va-verket, Malmö
Vd Lars Jansson	VAV
Forskningsledare Jan Falk, sekreterare	VAV

VA-FORSK
Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, VAV
Regeringsgatan 86
111 39 STOCKHOLM
Tel: 08-23 29 35
Fax: 08-21 37 51

Rapport nr 1992-15



Naturliga system för
avloppsrening och
resursutnyttjande i tempererat
klimat

HB Wittgren
Kenth Hasselgren

VA-FORSKs rapportserie

Rapportens titel:	Naturliga system för avloppsrening och resursutnyttjande i tempererat klimat
Title of the report:	Natural systems for wastewater treatment and resource management in temperate climate
<i>Rapportens beteckning</i>	
Nr i VA-FORSK-serien:	1992-15
ISSN-nummer:	1102-5638
ISBN-nummer:	91-88392-28-7
Författare:	HB Wittgren, SMHI, Norrköping, Kenth Hasselgren, Svalövs kommun
Utgivare:	Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, VAV
VA-FORSK projekt nr:	91-118
Projektets namn:	Rening i olika mark/växsystem
Projektets finansiering:	VA-FORSK
Rapporten beställs från:	Svensk Byggtjänst, Litteratortjänst, 171 88 Solna, tel: 08-734 51 00
<i>Rapportens omfattning</i>	
Sidantal:	80
Format:	A4
Upplaga:	2000
Sökord:	Avloppsrening, bevattning, BOD, fosfor, infiltration, jordbruk, kommunalt avloppsvatten, konstruerade våtmarker, kväve, mark/växt system, naturliga system, resursutnyttjande, rotzonsanläggning, tempererat klimat, vegetation
Keywords:	Agriculture, BOD, constructed wetlands, infiltration, irrigation, land treatment, municipal wastewater, natural systems, nitrogen, phosphorus, resource management, root-zone treatment, wastewater treatment, soil/plant systems, temperate climate, vegetation
Sammandrag:	Rapporten är huvudsakligen en genomgång av litteraturen om naturliga system för avloppsrening. Reningsprocesser för BOD, kväve och fosfor beskrivs. Olika naturliga system klassificeras och reningsresultat presenteras. Lämpliga system för olika situationer diskuteras och angelägna forsknings- och utvecklingsinsatser föreslås.
Abstract:	The report is primarily a survey of the literature on natural systems for wastewater treatment. Removal processes for BOD, nitrogen and phosphorus are described. Different natural systems are classified and treatment results presented. Appropriate systems for different treatment situations are discussed and urgent research and development issues are suggested.
Målgrupper:	Personer på kommuner och länsstyrelser som arbetar med avloppsvatten- och miljövårdsfrågor; konsulter inom va-branschen; jordbrukskonsulenter och bevattningsföretag; forskare, lärare och studerande med intresse för ekologisk teknik; miljöjournalister
Utgivningsår:	1993
Pris 1993:	150 kr exkl moms

Sammanfattning av rapporten

Sverige har varit ett föregångsland när det gäller utbyggnad av kommunal avloppsrening. Även relativt små avloppsvattenflöden har under de senaste 20 åren kommit att anslutas till höggradig rening, antingen genom överledning till centrala avloppsreningsverk, eller genom behandling i småskaliga versioner av de stora verken. Detta "industriella" angreppssätt har utan tvekan haft positiva miljöeffekter, men det har också varit mycket kostsamt. Dessutom har den idag konventionella tekniken kommit att anlägga ett ensidigt föroreningsperspektiv på växtodlingens viktigaste näringsämnen, kväve och fosfor.

Idag står många svenska kommuner inför behov att renovera ledningsnät och reningsverk. Dessutom tillkommer krav på att reducera utsläppen av kväve. Våra "nya" grannar runt Östersjön står samtidigt inför ett behov, och ett krav, att investera i avloppsrening där sådan inte finns eller är otillräcklig. Både den allt klarare insikten om att naturresurserna är ändliga, och den ekonomiska verkligheten, uppmanar oss att tänka i nya banor när det gäller avloppsvatten.

I de uppväxande ekobyarna försöker man åtgärda problemet vid källan, exempelvis genom att ta hand om fekalier och urin separat, och därmed dramatiskt minska behovet av avloppsrening. Det lär emellertid dröja innan samhällets infrastruktur gör detta möjligt i stor skala. Olika naturliga system: dammar, anlagda våtmarker och bevattningsjordbruk, kan tills dess erbjuda intressanta komplement till den konventionella avloppsreningstekniken.

I rapporten, som till huvuddelen är en litteraturgenomgång, klassificeras och beskrivs olika typer av naturliga system för avloppsrening, samt de viktigaste processerna i dem. Klassificeringen, baserad på hydrauliska kriterier och typ av vegetation, ger en "taxonomi" för naturliga system enligt följande:

- I. System med ytvattenflöde
 - a. Damm med flytande eller submers vegetation
 - b. Våtmark med vassbildande vegetation
- II. System med horisontellt flöde i markprofilen
Rotzonsanläggning
- III. System med vertikalt flöde i markprofilen
 - a. Infiltrationsvåtmark (periodiskt översvämmad)
 - b. Bevattnat jordbruk (ej översvämmat)

Resultat från olika forskningsförsök och fullskaletillämpningar i tempererat klimat redovisas, med fokus på rening av organiskt material, fosfor och kväve. I ett avsnitt diskuteras lämpliga kombinationer av naturliga reningssteg för 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;
- 3/ kvävereduktion i avloppsvatten som genomgått konventionell rening med avseende på organiskt material och fosfor.

Slutligen diskuteras angelägna forsknings- och utvecklingsfrågor som vi bör söka besvara, förhoppningsvis i samverkan med övriga nordiska länder och länderna kring Östersjön.

Summary of the report

Municipal wastewater treatment is well developed in Sweden. Also relatively small wastewater-flows have been connected to advanced treatment during the latest 20-year period, either through piping to central wastewater treatment plants, or through treatment in small-scale versions of the big plants. This "industrial" approach has had positive effects on the environment, but it has also been costly. In addition, the present conventional technology has imposed a one-sided pollutant perspective on the most vital plant nutrients, nitrogen and phosphorus.

Many Swedish municipalities are currently facing a need to renovate their sewer systems and treatment plants. In addition, they are presented with demands to reduce their discharge of nitrogen. Our "new" neighbours around the Baltic Sea are at the same time facing a need, and a demand, to invest in wastewater treatment where none has existed previously or where the capacity is insufficient. The increasing awareness concerning sustainable use of natural resources, as well as the economic reality, suggest that we think along new paths when it comes to wastewater.

In some "eco-villages" the problem is attacked at the source, by separate handling of excreta and urine, and the need for wastewater treatment is thereby radically diminished. However, it will take some time before the infrastructure of our society can make this possible on a large scale. Until then, different natural systems, such as ponds, constructed wetlands and crop irrigation, may be feasible complements to conventional wastewater treatment.

In the report, which is primarily a literature survey, different natural systems are classified and described. Major processes are also dealt with in the report. The classification, based on hydraulic criteria and type of vegetation, generates a "taxonomy" for natural systems as follows:

- I. Surface flow systems
 - a. Ponds with floating or submerged vegetation
 - b. Wetlands with rooted emergent macrophytes
- II. Subsurface horizontal flow systems
 - Root-zone beds
- III. Land treatment systems
 - a. Infiltration wetlands (intermittent flooding)
 - b. Crop irrigation (no flooding)

Results from different research- and full-scale applications in temperate climate are presented, with the focus on treatment for reduction of organic matter (BOD), phosphorus and nitrogen. Suitable combinations of natural treatment steps are discussed for three common situations:

- 1/ full treatment of municipal wastewater;
- 2/ removal of nutrients, primarily phosphorus and secondarily nitrogen, in wastewater that has received mechanical and biological pre-treatment;
- 3/ nitrogen removal in wastewater that has been treated by conventional methods for removal of BOD and phosphorus.

Finally, urgent research and development issues are discussed.

Hopefully they can be approached in cooperation between the Nordic countries and countries around the Baltic Sea.

FÖRORD

Under de senaste åren har man i flera svenska kommuner börjat intressera sig för alternativ till den befintliga avloppsreningstekniken. System som bygger på reningsförmågan hos mark och växter har därvid kommit att uppfattas som möjliga lösningar. Denna rapport, huvudsakligen en litteraturgenomgång, försöker sammanfatta och systematisera kunskapen om sådana naturliga system och deras tillämpning i tempererat klimat.

Litteraturgenomgången är en kraftig utvidgning av ett kapitel som ingick i en rapport med titeln "*Wetlands - Vital Ecosystems for Nature and Societies in the Baltic Sea Region*" som Världsnaturfonden WWF lät utföra för Helsingforskommissionens *ad hoc High Level Task Force* under 1991 (Rydlov et al., 1991). Föreliggande rapport innehåller även en sammanfattning av inläggen och diskussionerna vid ett miniseminarium om "Rening av avloppsvatten i olika mark-växt system" som hölls i Röstånga, Skåne, i november 1991.

Vi vill tacka följande kollegor som varit till stor hjälp vid tillkomsten av rapporten: Ola Palm, Peter Ridderstolpe och Karin Sundblad gav värdefulla synpunkter på manuskriptet; Peter tecknade även omslagsbilden, och Fritz Ridderstolpe tecknade skissen i Figur 11 ; Gun Grahn översatte den engelska versionen av litteraturgenomgången till svenska; Ewa Fogelberg, Ann-Margreth Holst, Gun Sigurdsson och Barbro Winnerbäck ordbehandlade och ritade.

Norrköping och Svalöv i augusti, 1992

H B Wittgren och Kenth Hasselgren

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING	1
2. MÅLSÄTTNING	2
3. LITTERATURGENOMGÅNG <i>av H B Wittgren</i>	3
3.1. Introduktion	3
3.2. Processer vid omsättning av organiskt material, fosfor och kväve	6
3.2.1. Organiskt material	6
3.2.2. Fosfor	7
3.2.3. Kväve	8
3.3. Klassificering och beskrivning av naturliga system för avloppsrening	12
3.3.1. System med ytvattenflöde (I)	12
3.3.2. System med horisontellt flöde i markprofilen (II)	15
3.3.3. System med vertikalt flöde i markprofilen (III)	16
3.4. Behandlingsresultat	17
3.4.1. Dammar med flytande eller submers vegetation (Ia)	17
3.4.2. Våtmarker med vassbildande vegetation (Ib)	19
3.4.3. Rotzonsanläggningar (II)	22
3.4.3.1. Reduktion av BOD	23
3.4.3.2. Reduktion av kväve	25
3.4.3.3. Reduktion av fosfor	27
3.4.3.4. Hydraulik och vegetation	28
3.4.4. Infiltrationsvåtmarker (IIIa)	29

3.4.5. Bevattnat jordbruk (IIIb)	31
3.5. Recirkulation av näringsämnen genom skörd	38
3.6. Val av system	39
3.6.1. Flerstegsbehandling av kommunalt avloppsvatten	40
3.6.1.1. Damm med flytande eller submers vegetation (Ia)	42
3.6.1.2. Rotzonsanläggning (II)	42
3.6.1.3. Infiltrationsvåtmark - periodiskt översvämmad (IIIa)	43
3.6.1.4. Bevattnat jordbruk - ej översvämmat (IIIb)	44
3.6.1.5. Jämförelse av system för steg 3	44
3.6.1.6. Exempel: Harg, Uppland	46
3.6.2. Kvävereduktion efter avancerad förbehandling	48
3.6.2.1. Exempel: Oxelösund, Södermanland	48
3.7. Slutsatser	51
4. MINISEMINARIUM av <i>Kenth Hasselgren</i>	54
5. FÖRSLAG TILL ÅTGÄRDER	58
5.1. Tillståndsgivning	58
5.2. Utarbetande av råd och riktlinjer	58
5.3. Forskning och utveckling	59
6. REFERENSER	61
6.1. Litteratur	61
6.2. Personliga kontakter	68

1. INLEDNING

Med naturliga system för avloppsrening avses system där man till stor del förlitar sig på samspelet mellan olika processer i vatten, jord och växter under givna geologiska och klimatologiska förhållanden. Viktiga processer är: filtrering, sorption och utfällning (fysikaliska och kemiska processer); fotosyntes med hjälp av solenergi och ämnesomsättning i naturligt utvecklade mikrobiopopulationer (biologiska processer). Att försöka förstå och styra dessa processer för att optimera rening och resursutnyttjande är en viktig del av vad som kommit att kallas för ekologisk teknik (*ecological engineering* eller *ecotechnology*; Mitsch, 1991).

Användningen av naturliga system för avloppsvattenbehandling är inget nytt koncept. Parallellt med den konventionella tekniken har också naturliga system studerats och använts på våra breddgrader. I Sverige, i högre grad än i andra länder, har emellertid ett "industriellt" angreppssätt helt kommit att dominera även i relativt små orter. Varför är det så att man byggt små reningsverk eller dragit långa ledningar till stora reningsverk istället för att utnyttja markinfiltration, lagring och bevattning, eller våtmarkssystem? Varför har man inte utnyttjat växtnäringsämnen i avloppsvatten för växtodling? Några möjliga svar på frågorna ges i introduktionen till litteraturgenomgången (avsnitt 3.1), där det även motiveras varför man bör satsa på att utveckla naturliga system för avloppsrening i tempererade klimat.

Denna rapport kommer att utgå ifrån de för närvarande vanligaste förutsättningarna för avloppsvattenbehandling, d.v.s. att man har att ta hand om en relativt utspädd blandning av urin, fekalier samt bad-, disk- och tvättvatten (BDT-vatten). De behandlingsmetoder som kommer att beskrivas och diskuteras må kallas "ekologiskt riktiga", i det att de framförallt baseras på markens och växternas förmåga att avskilja olika ämnen med så liten tillsats av hjälpenergi som möjligt. Detta får emellertid inte hindra oss ifrån att ifrågasätta själva existensen av ett blandat och utspädd avloppsvatten. Inom en inte alltför avlägsen framtid kommer det förhoppningsvis att vara självklart att man vid byggande av nya bostadsområden använder en teknik som avskiljer urin och fekalier redan vid källan. Därvid avskiljes huvuddelen av bakterier, organiskt material och näringsämnen, och själva behovet av avloppsvattenrening minskar betydligt. Om urinen avskiljes separat erhålles ett förstklassigt kvävegödningsmedel. Fekalierna kan antingen komposteras eller utnyttjas för biogasproduktion, för att därefter återföras till odlingsjord. Med dessa visioner, som redan idag förverkligas i vissa så kallade ekobyar, övergår vi nu till rapportens huvudämne.

2. MÅLSÄTTNING

De huvudsakliga målen, vid genomgång av litteraturen om naturliga system för avloppsrening (kapitel 3) och med det miniseminarium som hölls i Röstånga, Skåne, i november 1991 (kapitel 4), har varit att:

- kortfattat presentera de viktigaste processerna för borttagande av organiskt material, fosfor och kväve;
- klassificera och beskriva system som kan användas i nordeuropeiskt klimat;
- presentera beräkningar av reningseffektivitet, med tyngdpunkt på erfarenheter från Nordeuropa, norra USA och Kanada;
- föreslå lämpliga systemkombinationer för 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; 3/ kvävereduktion i avloppsvatten som genomgått konventionell rening med avseende på organiskt material och fosfor;
- lämna förslag till forsknings- och utvecklingsprojekt som lämpligen kan genomföras i Sverige, eventuellt i samverkan med övriga länder kring Östersjön.

3. LITTERATURGENOMGÅNG

3.1. Introduktion

I inledningen ställdes frågan om varför man så ensidigt satsat på konventionell teknik för avloppsrening och varför man inte utnyttjat växtnäingsresursen i avloppsvatten. Några möjliga svar är:

- Den konventionella tekniken bygger oftast på behandling i en relativt homogen vattenfas. Processerna är därför lättare att styra, genom exempelvis luftning, recirkulering eller inblandning av kemikalier, än som är fallet i ett heterogent system med jord och växter. Genom sin större komplexitet blir det heterogena systemet också svårare att studera, och därmed att erhålla kunskap om, som kan utgöra underlag för rekommendationer och lagstiftning.
- Den konventionella tekniken kan standardiseras och tillämpas likadant på de flesta platser eftersom man är relativt oberoende av geologiska och klimatologiska förhållanden. Ytbehovet minimeras genom att reaktorerna dimensioneras speciellt för ändamålet, och genom att mikrobiella och kemiska processer påskyndas med tillskott av energi (pumpning, luftning) och kemikalier.
- Det är generellt sett lättare att åstadkomma ett väl definierat punktutsläpp med den konventionella tekniken, vilket gör att övervakningen av reningsprocessernas effektivitet underlättas.
- Det tempererade klimatet i vår region sätter naturligtvis gränser för effektiviteten i både konventionella och naturliga system. Dock gör det större ytbehovet för naturliga system att dessa kan förväntas vara känsligare för frost.
- De förhållandevis låga priserna på energi (den viktigaste resursen vid industriell framställning av kvävegödselmedel) och fosfatmalm har gjort att incitament för att återföra kväve och fosfor i avloppsvatten till växtodlingar har saknats.

Varför bör man trots dessa fördelar med etablerad teknik överväga en satsning på naturliga system i tempererat klimat?

- Den konventionella tekniken är kostsam i liten skala, bland annat för att processerna är svårare att styra och därmed kräver mer övervakning. För kvävereduktion genom nitrifikation-denitrifikation gäller det även i större skala att kostnaderna avskräcker många kommuner som ålagts att reducera sina kväveutsläpp till 1995.
- Det är inte realistiskt att tänka sig en lika omfattande ekonomisk satsning på avloppsrening i våra grannländer på andra sidan Östersjön som den vi genomfört i Norden. Det är nödvändigt att hitta billigare lösningar.
- Kunskapen om avloppsvattenbehandling i naturliga system har ökat väsentligt

genom forskning och utveckling under 1970- och 80-talen.

- I takt med att vi får mer kunskap om olika ämnens miljöeffekter, och försöker minska användningen av de ämnen som förorsakar skador vid låga halter, så ökar möjligheterna att selektivt utnyttja resursen avloppsvatten samtidigt som hälsorisken/miljögiften avloppsvatten oskadliggörs.
- Både den fosfatmalm som utgör råvara för fosfatgödselmedel, och den olja som används som energikälla vid industriell fixering av atmosfäriskt kväve (ammoniakframställning), är ändliga resurser som vi i större utsträckning måste hushålla med.
- Av handelspolitiska skäl kommer Sverige antagligen att minska sin livsmedelsproduktion. Samtidigt är det av långsiktigt nationellt intresse att jordbruksmarken hålls i sådant skick att den lätt kan tas i anspråk för livsmedelsproduktion igen. Odling av exempelvis snabbväxande energigrödor blir då ett intressant alternativ, som med fördel kan integreras med avloppsvattenbehandling.

Man kan urskilja tre olika grupper av naturliga system som utvecklats ganska oberoende av varandra, men som i hög grad överlappar varandra med avseende på grundläggande reningsprocesser: markbäddar/markinfiltration, akvatiska system/våtmarkssystem samt bevattning av jordbruksmark.

Markbäddar och infiltrationsanläggningar är relativt väl studerade i Sverige. Redan i början på 1950-talet bedrev man systematiska studier av bakteriereduktion i markbäddar (SOU, 1955). På senare år har forskningsprojekt initierade av Naturvårdsverket resulterat i ökad kunskap även om reduktion av organiskt material, fosfor och kväve, samt om systemens hydrauliska kapacitet (Pell och Nyberg, 1989a, b och c; Nilsson, 1990). På basis av bl.a. dessa arbeten har riktlinjer för utformning av markbäddar och markinfiltrationssystem sammanställts och utgivits (SNV, 1990a och 1991). Markbäddar och markinfiltration kommer inte närmare att behandlas här. Den intresserade läsaren hänvisas till ovannämnda litteratur, som också innehåller ett rikligt urval referenser till svensk såväl som internationell litteratur inom området. Tyngdpunkten i denna rapport ligger på olika typer av våtmarkssystem samt på bevattning av växtodlingssystem.

Under 1980-talet har ett intresse för att använda olika våtmarkssystem inom avloppsreningen vuxit fram. Detta intresse beskrivs kanske bäst av att fyra internationella konferenser hållits inom området de senaste sex åren:

- 1986: Aquatic Plants for Wastewater Treatment and Resource Recovery, Orlando, Florida (Reddy och Smith, 1987).
- 1988: Constructed Wetlands for Wastewater Treatment - Municipal, Industrial and Agricultural, Chattanooga, Tennessee (Hammer, 1989).
- 1990: Constructed Wetlands in Water Pollution Control, Cambridge, England (Cooper och Findlater, 1990).

- 1991: Ecological Engineering for Wastewater Treatment, Trosa, Sverige (Etnier och Guterstam, 1991).

Karaktäristiskt för de flesta av våtmarkssystemen är att växternas roll i reningsprocessen betonas medan marksubstratet ges underordnad betydelse. Pionjäreerna inom området träffades redan 1976 på University of Pennsylvania (Tourbier and Pierson, 1976), och detta måste betecknas som startpunkten för ett bredare vetenskapligt och praktiskt intresse. En av deltagarna, Käthe Seidel från Max Planck Institutet i Tyskland, startade emellertid sina undersökningar redan på 1950-talet (Seidel, 1976). I Danmark har en variant av våtmarkssystemen, den så kallade rotzonsmetoden, fått vid spridning och där finns idag över 100 anläggningar (Schierup et al., 1990). I Sverige finns veterligen endast en rotzonsanläggning som varit i drift så pass länge att den kunnat utvärderas (Gumbricht, 1991). På samma plats, i Skåne, finns en anläggning som nyttjar undervattensväxter för näringsreduktion i förbehandlat avloppsvatten (Gumbricht, 1991).

En infiltrationsvåtmark (våtmarksfilter) kan sägas vara ett våtmarkssystem där även marksubstratets reningspotential utnyttjas. Metoden påminner om vad som i engelskspråkig litteratur kallas *infiltration ponds*, men med den viktiga skillnaden att dessa sällan innehåller växter. Avloppsrening i infiltrationsvåtmarker har studerats i Östergötland av Sundblad (1988) och Wittgren (1988). Även i Tyskland, Nederländerna och Belgien har liknande system studerats.

I Braunschweig, Tyskland tillämpas jordbruksbevattning med avloppsvatten sedan 1896. Efter utbyggnad 1957 omfattar denna verksamheten nu 3000 ha jordbruksmark (Boll och Kayser, 1987). Årtalet 1896 markerar ingalunda någon början, men det var ungefär då som metoden började få en vidare geografisk spridning i Europa och USA.

I USA var det under 1960- och 70-talen som intresset för bevattning med avloppsvatten tog fart och utvecklades. Ett projekt för avloppsbevattning av bland annat odlad mark och skogsmark startades 1963 i anslutning till Pennsylvania State University (Sopper och Kardos, 1973). Detta *Living Filter* projekt var av stor betydelse för det intresse som sedan visades denna teknologi under 1970-talet. Mellan 1972 och 1981 ökade antalet system för bevattning med avloppsvatten från 316 till 839 (Crites, 1984). Idag kan bevattning betraktas som en konventionell metod för avloppsbehandling i USA och det finns relativt välgrundade riktlinjer för anläggning och skötsel (se exempelvis Reed et al., 1988).

I Sverige är erfarenheterna från bevattning med avloppsvatten små och av senare datum. Försök med avloppsbevattning genomfördes under perioden 1979-83 i Sölvesborg (Leander, 1985). På Öland och Gotland påbörjades provbevattning under 1980-talets första del och idag finns fyra fullskaleanläggningar omfattande totalt 1000 ha odlingsmark (Knutsson, personlig kontakt; Tingström och Andersson, 1985). På dessa ofta försommartorra öar är det framförallt vattenresursen som är åtråvärd, medan näringsinnehållet är av underordnad betydelse. Vid bevattning av energiskog och energigräs är däremot även näringstillskottet från avloppsvattnet av betydelse, eftersom större kvantiteter vatten kan tillföras de mer

vattentoleranta arter som vanligen nyttjas för detta ändamål. Dessutom har koncentrationerna av näringsämnen varit högre i de avloppsvatten som tillförts energigrödor vid försök i Skåne (Hasselgren, 1989), jämfört med bevattningen av konventionella jordbruksgrödor på Öland och Gotland.

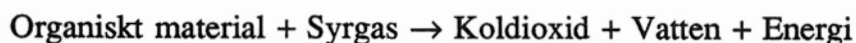
De hygieniska aspekterna, i samband med bevattning, skörd och användning av grödan, liksom vid eventuell användning av bildat grundvatten, är naturligtvis av största betydelse. En svensk litteraturstudie inom området gjordes för 10 år sedan av Socialstyrelsen (1982). Det vore således intressant att nu uppdatera och komplettera Socialstyrelsens studie. Tyvärr har detta inte varit möjligt inom ramen för denna studie. De hygieniska aspekterna är för den skull inte glömda. Bakom de olika förslag till systemval som kommer att ges ligger det även hälso- och hygienbedömningar.

3.2. Processer vid omsättning av organiskt material, fosfor och kväve

De mikrobiologiska och kemiska processerna i naturliga system för avloppsvattenrening är inte väsentligt olika dem som sker i ett reningsverk som bygger på konventionell teknik. Upptag av näringsämnen i växter utgör naturligtvis en faktor som inte finns i de senare, men för övrigt består skillnaden mest i att omgivningen där processerna sker är annorlunda och i att man därmed använder andra metoder och kriterier för att optimera reningen. Detta avsnitt diskuterar både de grundläggande processerna och en del av de omgivningsaspekter som påverkar processerna. Omgivningsaspekter relaterade till speciella varianter av naturliga system diskuteras dock även i samband med att dessa presenteras i avsnitt 3.3.

3.2.1. Organiskt material

Organiskt material (BOD el. COD) bryts snabbast ner genom aerob mikrobiell oxidation:



Istället för att aktivt tillföra luft som vid aktiv slam behandling, underlättas syrgasförsörjningen i mark/växt system av att man håller en grund vattennivå, växlar mellan dränkta och dränerade förhållanden, eller åstadkommer så god dränering att markprofilen alltid är luftad. I de två första fallen kommer man inte att ha optimala förhållanden för aerob nedbrytning. En anledning till att trots detta välja dessa system är att spridningen av avloppsvattnet kan underlättas, genom att ytbevattning med självfall nyttjas istället för bevattning med spridare, vilket kräver pumpning. Vidare finns det studier som visar att nedbrytningen av vissa persistenta organiska föreningar underlättas av en växling mellan aeroba och anaeroba förhållanden (Tiedje et al., 1984).

I fall där nitrat (NO_3^-) finns närvarande, kan en stor grupp bakterier (bland annat

inom släktet *Pseudomonas*) övergå från att använda syrgas som elektronacceptor till att utnyttja nitrat vid nedbrytningen av organiskt material (denitrifikation; se avsnitt 3.2.3 nedan). Detta ger ett lägre energiutbyte för organismen än syreandning. När inte heller nitrat finns närvarande kan strikt anaeroba organismer ändå fortsätta nedbrytningen av organiskt material med de oxiderade formerna av järn (Fe^{3+}), mangan (Mn^{2+}) eller svavel (SO_4^{2-}) som elektronacceptorer. Anaerob nedbrytning ger ännu lägre energiutbyte, och sker därför långsammare än nitratrespirationen.

En viktig anledning till att ha växter i ett system som dränks med avloppsvatten är att dessa ökar ytan som bakterierna kan fästa på. Med avseende på reduktion av organiskt material kan därför växterna sägas ha samma funktion som fyllnadsmaterialet i en biobädd.

3.2.2. Fosfor

Om ett normalt hushållsavloppsvatten tillföres växter i en omfattning som motsvarar växternas kvävebehov så kommer i allmänhet fosfor att tillföras i överskott. Vid exempelvis bevattning med avloppsvatten är trots detta risken för nitratläckage väsentligt större än risken för fosfatläckage. Fosfatjonen (PO_4^{3-}) har nämligen stor benägenhet att sorberas och fällas ut i jorden. Sorption sker framförallt till oxider och hydroxyoxider av järn och aluminium och till aluminiumhaltiga lermineral (Al-silikat). Fosfat kan även fällas ut med järn, aluminium och kalcium, och bilda mer eller mindre kristallina mineralformer.

Jordens innehåll av metallerna järn, aluminium och kalcium är således avgörande för fosforfixeringsförmågan. För våtmarksjordar fann Richardson (1985) att oxalatextraherbart (amorft) järn och aluminium gav det bästa måttet på fosforsorptionsförmågan. Sekundärt avgörs denna emellertid också av en rad andra faktorer som påverkar den kemiska tillgängligheten hos järn, aluminium, kalcium och föreningar av dessa: partikelstorleksfördelning, organiskt innehåll, pH, redoxpotential och tid.

Partikelstorleksfördelningen är avgörande för den totalt tillgängliga sorptionsytan, och det är bland annat för att en viss volym av finkornig jord har större yta än en grovkornig som den fosforbindande förmågan är större i en lerjord än i en sandjord.

Jordens organiska material kan blockera sorptionsytan på oorganiska partiklar och därmed minska inbindningen av fosfat. Organiskt material kan emellertid även binda fosfat genom att organiska komplex med järn och aluminium har sorptionsegenskaper som kan liknas vid dem som gäller för oxider och hydroxyoxider. Omvänt gäller att även organiskt fosfor kan bindas till oxider och hydroxyoxider av järn och aluminium (Bohn et al., 1985).

Sorption och utfällning med järn och aluminium gynnas av sura markförhållanden medan det för kalcium gäller att bindningen till fosfat gynnas av basiska för-

hållanden. I en jord som innehåller alla tre metallerna är således fosfat som mest lösligt vid neutralt pH (Bohn et al., 1985).

Järnföreningarnas interaktion med fosfat påverkas, förutom av pH, också av redoxpotentialen. Lösligheten för järn(II)föreningar är generellt större än för järn(III)föreningar. Om en järnhaltig jord ställs under vatten kommer därför järn(III)oxider och -oxyhydroxider, och därmed sorberat fosfat, att gå i lösning. Resultatet blir en ökad benägenhet för läckage av fosfor (Ponnamperuma, 1972). Detta gäller framförallt vid låga järn- och fosfatkoncentrationer. Vid högre koncentrationer sker en utfällning av amorfa järn(II)oxider och hydroxyoxider. Dessa har inte lika stark sorptionsförmåga som motsvarande järn(III)föreningar, men den ofta gelliknande förekomstformen (vilket ger stor yta) gör att sorptionsförmågan ändå kan vara större vid anaeroba förhållanden än vid aeroba (Khalid et al., 1977). Vid omväxlande dränkta och dränerade förhållanden har det visats att ökande halt av organiskt material och förhöjd temperatur påskyndar fosforsorptionen vid dränkning av jorden (Sah och Mikkelsen, 1989) på grund av att mängden amorfa järnföreningar ökar (Sah et al., 1989).

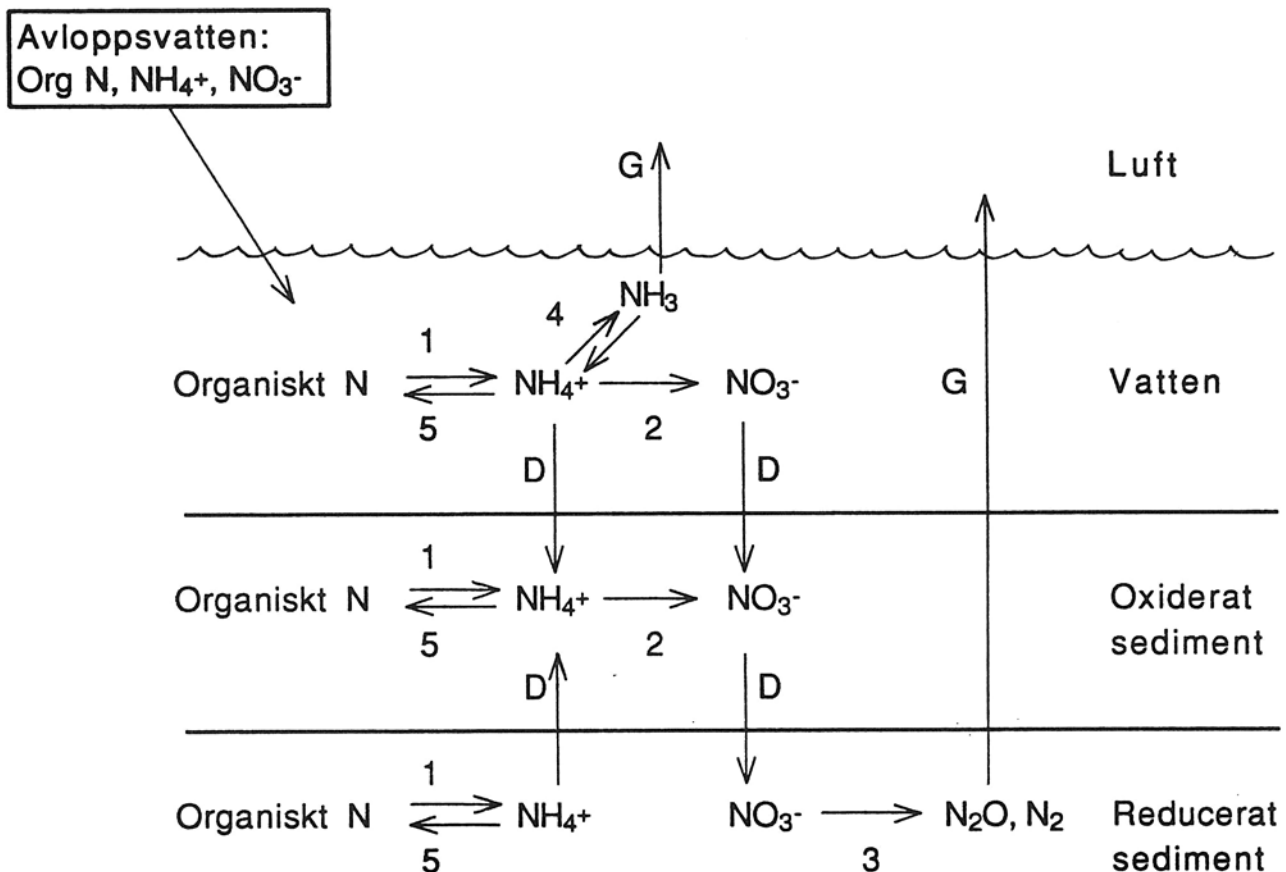
En vanlig metod att uppskatta en jords sorptionsförmåga för fosfat är att bestämma Langmuirs adsorptionsisoterm. Denna är emellertid endast ett mått på den kortsiktiga inbindningsförmågan. På längre sikt (dagar-månader) sker en omvandling av sorberat fosfat till mer kristallina, mindre utbytbara former (Beek och van Riemsdijk, 1979). Det förefaller som om denna process underlättas av att jorden får torka efter att den mättats med fosfat (Hill och Sawhney, 1981). En annan förklaring är att vittring av jorden påskyndas av att man växlar mellan våtare och torrare perioder, och att nya sorptionsytor genereras vid denna vittring. Mark/växt system som bygger på intermittent drift (parallella system) kan därför förväntas ge en bättre fosfatfixering än system i kontinuerlig drift (Mæhlum, 1991). Hur system och drift skall utformas i detalj för att uppnå bästa fosforretention går emellertid inte att fastställa eftersom interaktionen mellan pH, redox, Fe, Al, sorption och utfällning fortfarande är mycket ofullständigt känd (Faulkner och Richardson, 1989).

3.2.3. Kväve

Organiskt kväve och ammonium är de helt dominerande formerna av kväve i rått och försedimenterat avloppsvatten. För avloppsvatten behandlat med konventionell trestegsteknik dominerar oftast ammonium i utgående vatten, men här finns även nitrat som bildats i biosteget, liksom en del organiskt kväve. Ammonium (NH_4^+) och nitrat (NO_3^-) utgör den mest reducerade (oxidationstal -V) respektive den mest oxiderade (oxidationstal +VII) jonformen av kväve. Intermediär i redoxhänseende, och oftast förekommande i mycket låga koncentrationer, är nitrit (NO_2^-). I kvävet komplexa biogeokemiska kretslopp förekommer dessutom flera gaser: ammoniak (NH_3), molekylärt kväve (N_2), samt oxiderna (N_2O , NO och NO_2).

De viktigaste processerna i en våtmark som mottar avloppsvatten visas i Figur 1. Omvandlingarna mellan olika kväveformer är i de flesta fall (1, 2 och 3) bioke-

miska processer, utförda av mikroorganismer. Å andra sidan påverkas den mikrobiella omsättningen i kvävecykeln starkt av de fysikaliska och kemiska förhållandena i omgivningen. Kvävekoncentrationer, syrgas- och koldioxidtryck, förekomst av för bakterierna tillgänglig energi, temperatur, pH och redoxpotential påverkar processerna i Figur 1. Figuren kan, efter enkla tankegrepp, tillämpas i alla de naturliga system som presenteras i avsnitt 3.3. Här betonas själva processerna. Inverkan av de speciella förhållanden, som är aktuella i de olika systemen, diskuteras huvudsakligen i avsnitt 3.4. (Observera i Figur 1 att tjockleken på "oxiderat sediment" är kraftigt överdriven. I verkligheten är detta skikt i storleksordningen 1 mm - 1 cm tjockt.)



Figur 1. Kväveomsättning i en våtmark som mottar avloppsvatten: (1) Mineralisering; (2) Nitrifikation; (3) Denitrifikation; (4) Ammoniums protolysjämvikt; (5) Immobilisering; (D) Diffusion; (G) Gasavgång.

Nedbrytningen av organiskt material går väsentligt snabbare i aerob miljö än i anaerob, och man kan därför förvänta sig en större mineralisering av kväve under syrerika förhållanden. Något direkt samband finns emellertid inte eftersom det samtidigt är så att kvävebehovet hos de anaeroba mikroorganismerna är lägre än hos de aeroba. Mineraliseringen kan därför vara betydande även under anaeroba förhållanden (Reddy och Patrick, 1984).

Nitrifikationen av ammonium till nitrat är en aerob process som sker i två steg

med nitrit som intermediär. Det första steget, ammoniumoxidationen, utföres av *Nitrosomonas* bakterier, medan andra steget, den egentliga nitrifikationen, utföres av bakterier tillhörande *Nitrobacter*. Totalreaktionen blir:

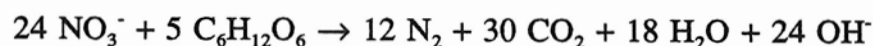


Bakterierna utnyttjar de reducerade kväveformerna (NH_4^+ respektive NO_2^-) som energikälla och behöver därför ingen tillgång till organiskt kol. Däremot behöver de koldioxid som kolkälla för uppbyggnad av cellerna. Liksom andra biologiska processer ökar nitrifikationsaktiviteten med temperaturen. Av speciellt intresse i vårt klimat är emellertid att betydande nitrifikation också påvisats vid temperaturer mellan 0 och 5 °C (Sundblad och Wittgren, 1991).

Det framgår i formeln ovan att nitrifikationen är en syrekrävande process. Oxidation av 1 mg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ kräver 4.57 mg O_2 . Detta innebär att all löst syrgas, i ett från början syrgasmättat vatten, kan förbrukas av nitrifikation redan vid $\text{NH}_4^+\text{-N}$ koncentrationer mellan 2 och 3 mg l^{-1} . I en damm med submers vegetation kommer fotosyntesen att tillföra syrgas under växtsäsongen. Det har också antagits att den transport av luft, från skotten till den underjordiska vävnaden, som flera vassväxter utför, skulle kunna försörja nitrifikationsbakterier i rotzonen med syrgas (Reddy och Patrick, 1984). Med den kunskap som finns idag förefaller det ändå som om periodisk dränering är den effektivaste metoden för att åstadkomma avsevärd nitrifikationsaktivitet i ett naturligt system för avloppsrening. I detta sammanhang är ammoniumjonens positiva laddning av betydelse. Markpartiklarna har oftast negativ laddning, som kompenseras genom att de omges av ett skikt med positiva joner. Vid dränering av en jord kvarhålls därför de positiva ammoniumjonerna i större utsträckning än exempelvis nitratjoner. Den oxiderade zonen i marken blir härigenom en viktigare lokal för nitrifikation än själva vattenfasen. Dessutom kan nitrifikationen förväntas vara effektivare i en jord med hög katjonbyteskapacitet än i en med låg.

Surhetsgraden är en annan viktig faktor vid nitrifikation. Optimum för nitrifikation ligger mellan pH 7 och 8. Under pH 6 hämmas nitrifikationen markant (Painter, 1983). Eftersom vätejoner produceras vid nitrifikationen måste därför pH-sänkningen kompenseras på något sätt. I ett akvatiskt system kan detta ske genom att fotosyntesen motverkar nitrifikationens försurande effekt, genom att pH ökar vid upptaget av koldioxid. I ett system som omväxlande dränks och dräneras kommer denitrifikationen av bildat nitrat att kompensera försurningen, eftersom det bildas hydroxidjoner vid denitrifikation.

Denitrifikationen av nitrat sker med nitrit och dikväveoxid (lustgas) som intermediära former, och har molekylärt kväve som slutprodukt. Om glukos utgör energikälla så blir nettoreaktionen:



Denitrifikation sker endast under syrgasfria förhållanden. Denitrifikationsbakterierna är fakultativt aeroba organismer, vilket innebär att de kan använda nitrat som

slutlig elektronacceptor vid oxidation av organiskt material, men att de så snart syre finns tillgängligt övergår till aerob metabolism.

Liksom vid konventionell rening av avloppsvatten är det tillgången på en lätt nedbrytbar kolkälla som i första hand kan förväntas begränsa denitrifikationen i ett naturligt system som för övrigt har gynnsamma förhållanden: anaerobi råder och nitratillgången är god. Energirika kolföreningar tillföres visserligen med avloppsvattnet och teoretiskt sett produceras det tillräckligt med biomassa i en våtmark för att försörja denitrifikationen med energi. En stor del av denna kommer emellertid att vara antingen otillgänglig för bakteriell nedbrytning eller brytas ner med syre som oxidationsmedel.

Eftersom denitrifikationen sker i flera steg, med olika enzymssystem, kan man tänka sig att den gasformiga intermediären lustgas (N_2O) kan avges om det sista steget, reduktionen till molekylärt kväve, inhiberas. Eftersom lustgas är både en potent "växthusgas" och en katalysator vid nedbrytningen av stratosfäriskt ozon, har N_2O -emissioner från olika källor ägnats speciell uppmärksamhet under senare år (Robertson, 1991). Det är emellertid föga sannolikt att sättet att handha avloppsvatten skulle ha någon nämnvärd betydelse för den globala N_2O -balansen.

I vatten råder syra-bas jämvikt mellan ammonium (NH_4^+) och ammoniak (NH_3). Under pH 8 är ammonium helt dominerande medan det omvända gäller när pH är över 12. Man brukar därför sätta pH 8 som den gräns vid vilken man börjar kunna få signifikant ammoniakavgång från ett akvatiskt system (Reddy och Patrick, 1984). Det är emellertid inte endast pH som är avgörande för ammoniakavgången. Partialtrycket av ammoniak i luften omedelbart ovan vattenytan har också stor betydelse. Vid tilltagande vindstyrka ökar således ammoniakavgången eftersom luftutbytet ökar.

Huruvida ammoniakavgång från ett system för avloppsvattenbehandling är önskvärd eller inte beror på vilket perspektiv man har. Kvävereduktionen i systemet ökar naturligtvis om man stimulerar ammoniakavgången, vilket ju är bra för den som skall möta vissa krav på det vatten som släpps ut till recipienten. Om den ammoniak som avgetts senare deponeras i samma recipient har ju emellertid ingenting vunnits ur miljösynpunkt.

Den största risken för ammoniakavgång föreligger sommartid i system med öppen vattenyta och utan skuggande vegetation. Under dagtid kan i sådana system pH nå väsentligt över 8, som en följd av fotosyntes. I oluftade biologiska dammar kan detta vara den viktigaste processen för kvävereduktion. Om man vill undvika ammoniakavgång bör man alltså använda system med exponerad vattenyta först efter det att ammoniumkvävet har nitrifierats.

3.3. Klassificering och beskrivning av naturliga system för avloppsrening

Det är nästan aldrig invändningsfritt att inordna komplexa system i ett enkelt klassificeringsschema. Utan ett sådant blir emellertid en översikt som denna både svår att skriva och att läsa. Här har valts en "taxonomi" för naturliga system som främst är baserad på hydraulik och typ av vegetation (Figur 2):

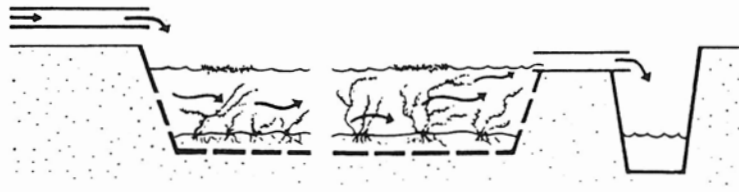
- I. System med ytvattenflöde
 - a. Damm med flytande eller submers vegetation
 - b. Våtmark med vassbildande vegetation
- II. System med horisontellt flöde i markprofilen
Rotzonsanläggning
- III. System med vertikalt flöde i markprofilen
 - a. Infiltrationsvåtmark (periodiskt översvämmad)
 - b. Bevattnat jordbruk (ej översvämmat)

Denna klassificering ligger nära den som använts av Brix och Schierup (1989). Skillnaden är framförallt att bevattnat jordbruk (IIIb) inte är inkluderat i deras beskrivning. Om den indelning i tre kategorier som återfinns i Reed et al. (1988) hade använts, så skulle deras *Aquaculture systems* innefatta Ia, *Wetland systems* skulle omfatta Ib och II, medan *Land treatment systems* skulle motsvara IIIa och b.

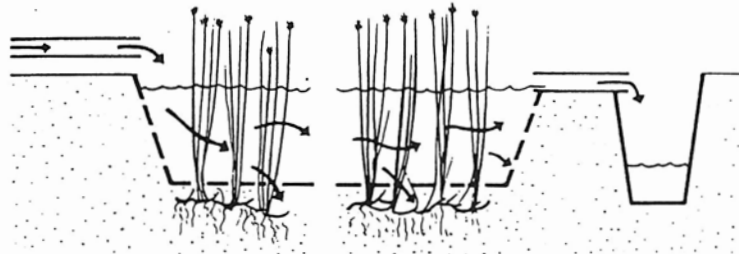
3.3.1. System med ytvattenflöde (I)

Dessa system har dammar och våtmarker som förebild och man kan naturligtvis tänka sig att slippa anläggningskostnader genom att utnyttja befintliga ekosystem för avloppsbehandling. Med den ambition som finns att skydda de biologiska värdena i våtmarker kommer dessa emellertid i första hand ifråga för efterbehandling (kvävereduktion) av avloppsvatten som genomgått rening både m.a.p. organiskt material och fosfor. I fall med naturligt näringsfattiga våtmarker får naturvårdsaspekter avgöra om de alls skall användas till avloppsrening. Konstruerade våtmarker, å andra sidan, kan betraktas som reningsverk eftersom de bör vara väl avgränsade och ha ett väldefinierat utlopp. Den typ av avloppsvatten som kan tillföras dessa system kommer främst att bero på sanitära och funktionella aspekter. Återskapade våtmarker har en mellanliggande ställning. De är kanske varken väl avgränsade eller har väldefinierade utlopp. Förutom sanitära och funktionella aspekter blir därför känsligheten hos den omgivande miljön en faktor att ta hänsyn till när man bestämmer typ och mängd av avloppsvatten som kan anses lämpligt att behandla i en återskapad våtmark.

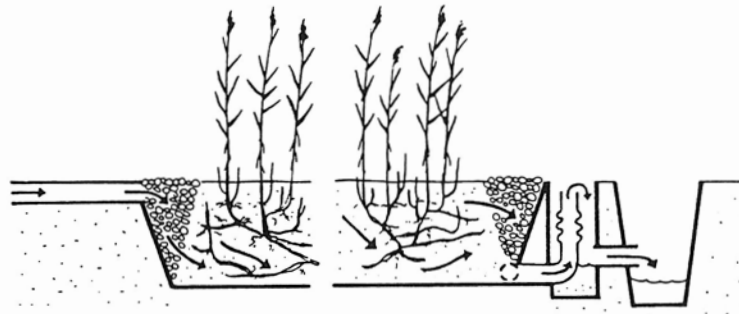
Damm med flytande eller submers vegetation (Ia)



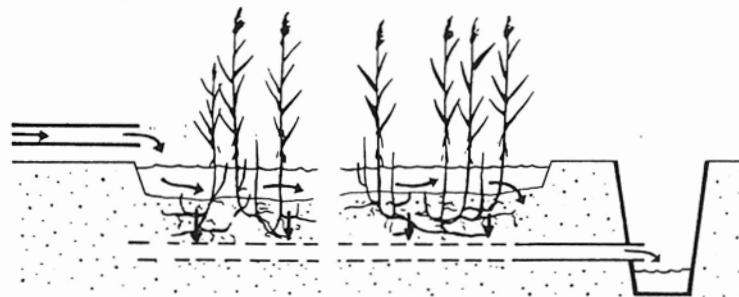
Våtmark med vassbildande vegetation (Ib)



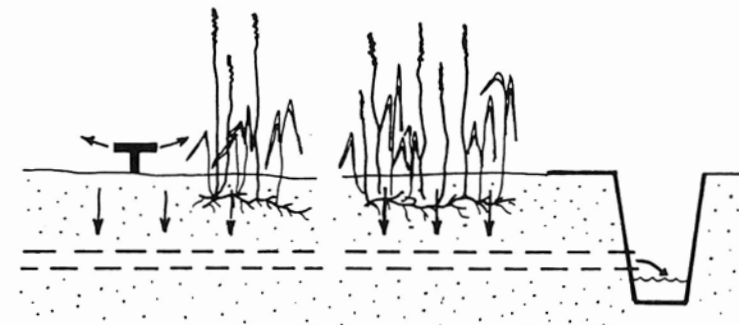
Rotzonsanläggning (II)



Infiltrationsvåtmark (periodiskt översvämmad) (IIIa)



Bevattnat jordbruk (ej översvämmat) (IIIb)



Figur 2. Klassificering av naturliga system för avloppsrening. (Huvudsakligen från: Brix och Schierup, 1989).

I system med ytvattenflöde förutsätts vattenflödet i marksubstratet vara ringa. Huvudelen av marksubstratet kommer därför att ha liten betydelse för reningsprocesserna i jämförelse med systemen II och III. De dominerande reningsmekanismerna kommer att vara sedimentation, växternas filtrering av partikulära ämnen och närsaltupptag ur vattenfasen, samt mikrobiell aktivitet i vattenfasen och, förmodligen viktigare, på marksubstratets och växternas ytor (Good och Patrick, 1987). Botten är vanligen täckt av relativt lättnedbrytbart organiskt material och akvatiska växter är ofta täckta av en biofilm av levande och döda påväxtalger och mikroorganismer. Under förutsättning att vattenfasen innehåller syrgas kan båda typerna av ytfilmer betraktas som en mosaik av aeroba och anaeroba mikromiljöer.

Under dessa omständigheter kommer nedbrytning av organiskt material och mineralisering av organiskt bundna näringsämnen huvudsakligen att ske i vattenfasen och i de aeroba mikromiljöerna på botten- och växtytorna. Ytorna är också viktiga för nitrifikation och denitrifikation. Eftersom nitrifikationsbakterier växer långsamt, kommer deras aktivitet att vara låg om de inte hålls kvar på något sätt. Om arean av ytorna är liten (inga växter), kommer nitrifikationen huvudsakligen att skötas av nitrifikationsbakterier som tillförs med avloppsvattnet. Uppehållstiden i dammen/våtmarken som är nödvändig för en viss omfattning av nitrifikationen, blir följdaktligen längre om växter saknas. Förutsatt att nitrat har producerats, kan avloppsvattenkvävet sedan avlägsnas permanent genom denitrifikation, som äger rum i de anaeroba mikromiljöerna.

För fosfor finns ingen permanent reduktionsmekanism motsvarande denitrifikation för kväve. Retentionen beror på sedimentation (partikulärt bundet fosfor), sorption till marksubstratet eller växtupptag (löst fosfat). Detta innebär att allt fosfor som tas bort från avloppsvattnet lagras i systemet, som successivt mättas och börjar läcka fosfor, om inte växterna skördas eller ytsedimenten periodiskt avlägsnas.

Betydelsen av tillräcklig ytarea och uppehållstid har berörts ovan. Vattnets tendens att bilda kanaler i våtmarker motverkar dessa mål. Denna brist på effektivt användande av hela våtmarken är förmodligen den enstaka mest betydande faktor när man skall försöka förklara iakttagna skillnader mellan system. Denna aspekt har sällan kvantifierats eftersom det är svårt att bestämma uppehållstiden i olika delar av en heterogen våtmark utan betydande ansträngningar innefattande spårämnesundersökningar.

Flytande växter, i de flesta fall vattenhyacinter (*Eichornia crassipes*), dominerar förmodligen om man räknar antalet fullskalesystem med vegetationsbaserad rening globalt. Vattenhyacinter växer emellertid inte i tempererade klimat och den intresserade läsaren hänvisas till andra källor för att få information om dessa system (exempelvis Reddy och Smith, 1987). I tempererade klimat kan andmat (*Lemna* spp.) användas. Den växer vid temperaturer ner till 1-3 °C (Wolverton, 1987), tåler starkt förorenade vatten samt har ett högt näringsupptag (Ridderstolpe och Kindvall, 1989). En nackdel är att den ringa storleken gör system med andmat vindkänsliga om man inte använder flytande barriärer som avdelar vattenytan i fack (Wolverton, 1987). Utbytet av syrgas mellan atmosfären och

vattnet försvåras av en tät matta av andmat. Detta är en nackdel om man eftersträvar oxidation av organiskt material eller ammonium, men befrämjande för denitrifikation av nitrat.

Det finns även några submersa arter som har provats i tempererat klimat. Bishop och Eighmy (1989) gjorde växthusförsök med vattenpest (*Elodea nuttallii*), en bottenväxande fanerogam, och slingeväxten *Myriophyllum heterophyllum* i New Hampshire, USA. I en försöksanläggning i södra Sverige som behandlar en blandning av bäckvatten och avloppsvatten används vattenpest (*Elodea canadensis*) och algen grönslick (*Cladophora glomerata*) (Gumbrecht, 1991). Till skillnad från de flytande växterna hindrar de submersa inte utbytet av syrgas mellan atmosfär och vatten. Dessutom syresätts vattnet genom fotosyntesen hos submersa arter. På så sätt kan man få en växling mellan mer och mindre aeroba förhållanden under dag respektive natt. Detta har visats ge upphov till en dygnsvariation i denitrifikationsaktiviteten, på ytan av bevuxna sjösediment och i den övre delen av rotzonen, med högre denitrifikationsaktivitet på natten (Christensen och Sörensen, 1986).

I tempererade klimat är de vanligaste arterna av vassbildande växter bladvass (*Phragmites australis*), kaveldun (*Typha latifolia*), sjösäv (*Scirpus lacustris*) och jättegripe (*Glyceria maxima*). De vassbildande växterna har anpassat sig till vattendränkta förhållanden genom att utveckla inre luftkanaler (aerenchymatisk vävnad) genom vilka syre kan transporteras till de underjordiska delarna. De har även hög biomassaproduktion eftersom de anpassat sig till miljöer med god tillgång på närsalter.

Vid *overland flow* (avloppsvatten sipprar i ett tunt skikt över en bevuxen och svagt sluttande yta) använder man i allmänhet något mindre vattenhärdiga arter. Rörflen (*Phalaris arundinacea*) tillhör de vanligast förekommande i amerikanska översilningssystem (Reed et al., 1988).

3.3.2. System med horisontellt flöde i markprofilen (II)

Om man betonar växtrötternas roll i reningsprocessen blir det naturligt att försöka maximera kontakten mellan vatten och rötter. Detta kan sägas vara utgångspunkten för två koncept med vassbildande växter som utvecklades i Tyskland under 1960- och 70-talen. Käthe Seidel utvecklade MPI-systemet (Max Planck Institutet) och Reinhold Kickuth rotzonsmetoden (Seidel, 1976; Kickuth, 1982).

I MPI-systemet betonas växternas förmåga att avskilja olika ämnen från avloppsvattnet genom upptag, men också deras förmåga att genom utsöndring av exudat från rötterna skapa en kemisk miljö som selektivt slår ut främmande bakterier, till exempel mänskliga patogener, utan att den naturliga floran hämmas. Vidare betonas vikten av att aeroba förhållanden råder i rotzonen. För att maximera växtupptaget baseras MPI-systemet på ett näringsfattigt marksubstrat (singel) i stället för jord. Luftning åstadkommes exempelvis genom att

systemet omväxlande dränks och dräneras. I MPI-systemet skördas grödan för att permanent avlägsna näringsämnen. För att detta skall kunna göras relativt enkelt förordas kanalformiga anläggningar. I det patenterade MPI-systemet användes sjösäv (*Scirpus lacustris*). Att denna valdes grundade sig nog mer på erfarenheter av just denna växt än på en medveten jämförelse av olika våtmarksväxters reningspotential.

I rotzonsmetoden (tyska: *Wurzelraumverfahren*) används nästan genomgående vanlig vass (*Phragmites australis*), som är det våtmarksgräs som har det kraftigaste och djupast penetrerande rhizomsystemet (c:a 1 m). Rotzonsmetoden karaktäriseras för övrigt av att växternas huvudfunktion är: (1) att transportera syre genom de inre luftkanalerna (aerenchymatiska vävnaden) till rhizosfären, och därigenom skapa en aerob/anaerob mosaik i jorden; (2) att skapa hög hydraulisk konduktivitet i naturlig jord genom att döda rhizom skapar horisontella, inbördes förbundna porer (Brix, 1987b). Tanken med denna design var att nitrifikation-denitrifikation skulle gynnas av närheten mellan aeroba och anaeroba mikromiljöer, och att användningen av jord med ett visst lerinnehåll skulle bidra till fosforretentionen. Rotzonsanläggningar, till skillnad från MPI-systemet, skördas inte.

Med tiden, och efterhand som erfarenheterna har vuxit, har dessa båda koncept blandats och modifierats. Idag talar man i Europa, med en sammanfattande term, om *reed bed treatment systems* (Cooper, 1990). Här kommer emellertid termen rotzonsanläggning att användas, eftersom det är den som blivit etablerad i Sverige för denna typ av system.

Gemensamt för alla typer av rotzonsanläggningar är att de är väl avgränsade mot omgivningen. Vanligast är att de etablerats genom att man grävt ur jorden och lagt i en tät duk av gummi eller plast och därefter fyllt tillbaka med samma jord, eller ett annat substrat. Detta gör att rotzonsanläggningar, liksom dammar och våtmarker i kategori I, har ett kontrollerat utflöde som kan ledas till valfri recipient.

3.3.3. System med vertikalt flöde i markprofilen (III)

En infiltrationsvåtmark (IIIa) anläggs t.ex. på en åker med dränering där man lägger upp låga vallar för att kunna ställa marken periodiskt under vatten. Vid våtmarksinfiltration vill man öka infiltrationsytan jämfört med rotzonsmetoden, och därmed möjliggöra användning av jordar med lägre hydraulisk konduktivitet. Samtidigt vill man undvika de stora arealer som är förknippade med regelrätt jordbruksbevattnings. Skillnaden vid en jämförelse med vanlig markinfiltration är, förutom att infiltrationsvåtmarken är bevuxen, att vattentillförseln sker på ytan istället för i ett spridningsskikt under markytan. Växternas roll är: att ta upp näringsämnen, som sedan skördas bort; att bibehålla en god infiltrationsförmåga i jordprofilen; att utgöra isolering på vintern.

Fördelen med ytspridning är att man har bättre överblick över eventuell igensättning jämfört med markinfiltration. Jämfört med jordbruksbevattning är det i en infiltrationsvåtmark möjligt att använda gravitationsbevattning, vilket utgör en väsentlig energivinst. För att spridningen skall bli jämn kräver metoden att man ställer ytan under vatten. Permanent vattendränkning skulle emellertid leda till igensättning av jorden varför det är nödvändigt med intermittent belastning så att jorden får torka ut och luftas. Växlingen mellan aeroba och anaeroba förhållanden har dessutom positiv inverkan på reningsprocesserna, vilket har nämnts i avsnitten 3.2.1-3.

Våtmarksinfiltration är i första hand att betrakta som en reningsmetod. Huvudelen av växtnäringen som avlägsnas från avloppsvattnet kommer inte att tas upp i grödan utan bindas i jorden (fosfor) eller avgå i gasform (kväve). Detta beror framförallt på att vatten tillföres under hela året.

Vid våtmarksinfiltration kan man använda samma vassbildande växter som nämnts ovan för våtmarker med ytvattenflöde och rotzonsanläggningar.

Vid jordbruksbevattning (IIIb) är arealbehovet större och bevattningen sker med spridare. Vatten och/eller näringsämnen betraktas i högre grad som resurser som kan återvinnas än som är fallet vid våtmarksinfiltration. Bevattningen sker under en begränsad säsong, som bestäms av grödans tålighet och/eller behov, snarare än av jordens hydrauliska kapacitet. Jordprofilen är huvudsakligen väl luftad och denitrifikation av mindre betydelse för kväveavgången än i de tidigare nämnda systemen.

När vatten inte är någon bristvara, vilket ju är fallet i större delen av vårt land, är det rimligt att tänka sig att det i första hand är vattenkrävande energigrödor som blir aktuella vid en utvidgad användning av avloppsvatten för bevattningsändamål. Skogsbevattning är en annan möjlighet som man har börjat undersöka vid Luleå Tekniska Högskola (Sandström, personlig kontakt).

3.4. Behandlingsresultat

I detta avsnitt kommer resultat från olika typer av naturliga system att presenteras. Det har varit en strävan att försöka ange belastningar och reningseffektivitet, i enheten [vikt area⁻¹ tid⁻¹]. Ofta är belastningarna beräknade från medelvärden av både koncentration och hydraulisk belastning, eftersom detta är vad de flesta författare redovisar. Detta introducerar helt klart ett fel av okänd storlek som man bör vara medveten om, och som gör att resultat från enstaka anläggningar skall tolkas med viss försiktighet.

3.4.1. Dammar med flytande eller submers vegetation (Ia)

Dessa system har rönt liten uppmärksamhet i tempererade klimat. Ett nyligen avslutat fullskale-experiment med vattenpest (*Elodea canadensis*) och grönslick

(*Cladophora glomerata*) har emellertid undersökts av Gumbricht (1991). De långsmala dammarna (16 parallella diken) mottog en blandning av renat avloppsvatten och bäckvatten, varför koncentrationerna var låga. Detta var särskilt tydligt för fosfor där inkommande vattnets medelkoncentration var 0.26 mg l⁻¹. För kväve var medelkoncentrationen 9.8 mg l⁻¹, varav 90% utgjordes av nitrat. Medelretentionstiden var 4 dagar (min 0.5 d; max 23 d) i det totalt 1.1 ha stora dikessystemet.

Från data som presenterats av Gumbricht (1991) kan man räkna ut att den genomsnittliga belastningen var 4.8 g m⁻² d⁻¹ för kväve och 75 mg m⁻² d⁻¹ för fosfor under den 34 månader långa försöksperioden. Den motsvarande reduktionen var 0.65 g m⁻² d⁻¹ (2370 kg ha⁻¹ år⁻¹) för kväve och 42 mg m⁻² d⁻¹ (150 kg ha⁻¹ år⁻¹) för fosfor. För kväve motsvarade skördad biomassa i genomsnitt 190 kg ha⁻¹ år⁻¹ och sedimentupplagring 450 kg ha⁻¹ år⁻¹, vilket lämnar 1730 kg ha⁻¹ år⁻¹ som bör kunna tillskrivas denitrifikation. För fosfor motsvarade skördad biomassa 23 kg ha⁻¹ år⁻¹.

Gumbricht (1991) utvecklade också regressionsmodeller för systemet. En modell för utgående koncentration av kväve, med inkommande koncentration och uppehållstid som oberoende variabler, gav R²-värden på 0.92 och 0.86, för kalibrerings- respektive verifieringsperioden. Areell reduktion av fosfor modellerades med areell belastning och solinstrålning som oberoende variabler och gav R²-värden på 0.83 och 0.89 för kalibrerings- respektive verifieringsperioden. Att solinstrålningen hade signifikant betydelse i regressionsekvationen ansågs bero på att växtupptaget hade avsevärd betydelse för fosforreduktionen. Emellertid utgjorde skördad biomassa bara c:a 15 % av totalt reducerat fosfor, varför resten finns kvar i systemet, som på sikt kan börja läcka.

Bishop och Eighmy (1989) studerade reduktionen av BOD₅, NH₄⁺-N, total-N och total-P i reaktorer med växter (*Elodea nuttallii*, *Myriophyllum heterophyllum* och *Lemna minor*), med submersa plastväxter, och i kontroller med bara vatten. Reaktorerna var placerade i växthus och tillfördes slamavskilt hushållsavloppsvatten kontinuerligt under två år. Reduktionsstudierna gjordes under veckolånga perioder vid olika tidpunkter på året. Resultaten tillåter inte någon god uppskattning av årsreduktionen av de olika avloppskomponenterna. Istället är det jämförelsen av de olika försöksleden som ger den intressantaste informationen.

Reduktionen av BOD₅, NH₄⁺-N och total-N var bäst med de båda submersa växterna *E. nuttallii* och *M. heterophyllum*. Därefter kom submersa plastväxter, som hade bättre reduktion än den flytande *L. minor*. Kontrollerna hade sämst reduktion. Detta visar att biofilmen på växternas yta var av avgörande betydelse för reduktionen av dessa komponenter. För total-N visade sig detta också genom att reduktionen i *E. nuttallii* reaktorerna var starkt korrelerad till växternas biomassa, förutom till deras produktivitet. För total-P var däremot reduktionen endast svagt korrelerad till biomassan, men starkt till produktiviteten. För total-P var dessutom även reduktionen med *L. minor* bättre än med plastväxter. Detta överensstämmer med att de enda reduktionsmekanismerna för fosfor är växtupptag och sedimentation, medan det för kväve tillkommer gasformiga förluster genom

nitrifikation-denitrifikation.

Total-N reduktionen varierade mellan 0.17 (november) och 0.44 g m⁻² d⁻¹ (juli) i reaktorer med *E. nuttallii*. Belastningarna var då 0.9 respektive 0.6 g m⁻² d⁻¹, d.v.s betydligt lägre än i den svenska studien. För total-P var belastningen högre i den amerikanska studien, 120-220 mg m⁻² d⁻¹, och reduktionen varierade mellan 40 och 90 mg m⁻² d⁻¹.

I studien av Bishop och Eighmy (1989) framstår skillnaden i reduktion mellan reaktorer med submersa och flytande växter framförallt som en effekt av skillnader i vattenexponerad yta. I tidigare avsnitt har skillnader i syresättningsvillkor (3.3.1) och potential för ammoniakavgång (3.2.3) också framhållits som viktiga olikheter mellan system med flytande respektive submersa växter. I den aktuella studien var emellertid dessa faktorer av underordnad betydelse, eftersom alla reaktorer luftades (för att åstadkomma omblandning), och eftersom blomning av encelliga alger i reaktorer med plastväxter förhindrades genom beskuggning.

3.4.2. Våtmarker med vassbildande vegetation (Ib)

I slutet av 1960-talet gjorde man i Nederländerna försök med avloppsrening i konstruerade våtmarker som planterats med sjösäv och vass. Avsikten var att åstadkomma billig rening i rekreativsområden som huvudsakligen användes sommartid (de Jong, 1976). Inledningsvis gjorde man kvadratiska våtmarker, med en area av 1 ha och ett vattendjup av 0,4 m, som beskickades med avloppsvatten i mitten. Ett system av väggar i dammen säkerställde att hela ytan utnyttjades, men ledde samtidigt till att skötseln försvårades. Resultat från driftssäsongen 1969 (juni-augusti) för en sådan våtmark presenteras i Tabell 1.

I fråga om utformning frångick man så småningom den ovan beskrivna, till förmån för diken med en bredd av 3 m. För att maximalt utnyttja reningskapaciteten hos en tillgänglig yta, började man i Nederländerna under 70-talet även att göra försök med infiltrationsvåtmark bevuxen med vass (de Jong, 1976). Se vidare i avsnitt 3.4.4.

Studier av avloppsrening i naturliga våtmarker har framförallt gjorts i USA, under 1970-talets senare hälft. Resultat från några av de viktigare av dessa studier sammanfattats i Tabell 2. De stora skillnaderna i reduktionen av fosfor och kväve mellan olika undersökningar är iögonfallande. Dessa skillnader kan naturligtvis delvis förklaras utifrån belastningsskillnader och av att resultaten i vissa fall bara gäller växtsäsongen. Förutom dessa faktorer finns det andra omständigheter som gör det svårt att erhålla någorlunda säkra designkriterier för avloppsrening i naturliga våtmarker. Framförallt hydrauliken är svår att beskriva i

Tabell 1. Budget för näringsämnen i en konstruerad våtmark med sjösäv i Nederländerna, juni-augusti 1969 (Greiner och de Jong, 1984).

	Kjeldahl-N		Total-P	
	kg ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹	%
Belastning	1004	100	167	100
Utflöde	128	13	32	19
Biomassa	290 ^a , 220 ^b	29, 22	40 ^a , 40 ^b	24, 24
Ej återfunnet	366	36	55	33

a) ovan jord

b) under jord

naturliga våtmarker, samtidigt som den är av fundamental betydelse för resultaten. Kanalisering uppträder ofta i våtmarker med ytvattenflöde om man inte vidtar åtgärder för att förhindra detta. Klimatskillnader är naturligtvis också viktiga. Förutom temperatur och instrålning, blir också den naturliga tillrinningen av betydelse, när den utgör en väsentlig del av den totala hydrauliska belastningen.

Svårigheterna att beskriva och kontrollera reningsprocesserna i naturliga våtmarker, i kombination med ett allt starkare bevarandebesvär, har gjort att man under 1980-talet nästan helt gått över till konstruerade våtmarker.

Herskowitz et al. (1987) studerade två anlagda våtmarkskanaler planterade med kaveldun i Ontario, Kanada, under fyra års tid. De tillfördes avloppsvatten året runt och medeltemperaturen mellan december och mars var < 2 °C. Vattnet förbehandlades i en oluftad respektive luftad damm. De genomsnittliga total-N koncentrationerna i tillfört avloppsvatten var 12.2 respektive 19.1 mg l⁻¹. Kväve-mängderna i både inflöde och utflöde dominerades av Kjeldahl-N. Den genomsnittliga hydrauliska belastningen var 12.8 mm d⁻¹. De genomsnittliga kvävebelastningarna var 0.16 respektive 0.24 g m⁻² d⁻¹. Reduktionen beräknades till 0.075 respektive 0.13 g m⁻² d⁻¹ för de båda våtmarkskanalerna. Dessa resultat erhöles under de sista tre åren, när tillflödet värmdes för att motverka bottenfrysning. Första vintern motverkades isbildning genom att öka flödet 2 till 3 ggr, vilket emellertid ledde till låg reningseffekt. En billigare, och kanske lika bra strategi som uppvärmning, kunde ha varit att öka vattendjupet utan att öka flödet (Reed et al., 1988). Dominans av Kjeldahl-N i utflödet visar ofullständig nitrifikation i systemet. Denna kunde antagligen ha förbättrats genom intermittent belastning.

De genomsnittliga BOD₅ koncentrationerna i den hårdast belastade våtmarken var 56.3 (in) och 9.6 mg l⁻¹ (ut), vilket motsvarar en genomsnittlig belastning av 0.69 g m⁻² d⁻¹ och en retention av 0.60 g m⁻² d⁻¹.

Tabell 2. Borttagande av fosfor och kväve från avloppsvattena i naturliga våtmarker (Nichols, 1983)

Typ av våtmark	Plats	Storlek ha	Period med avloppsvatten tillförsel	Hydraulisk belastning		Total P		Total N	
				Avlopps- vatten	Annat vatten	Belastning kg ha ⁻¹ år ⁻¹	Reduktion %	Belastning kg ha ⁻¹ år ⁻¹	Reduktion %
Starrkärr	Michigan	1 ^b	1 ^c	70	-	17	95	19 ^d	96
Kaveldun	Wisconsin	156	55	23	558	152	32	-	-
Kaveldun	Massachusetts	19.4	69	684	159	71	47	536	31
Kaveldun	Massachusetts	2.4	69	5526	-	636	20	4280	1
Glyceria	Ontario	20	55	1870	-	770	24 ^e	4040	38 ^e

a) Mekaniskt och biologiskt förbehandlat

b) Ytan som studerades var 1 ha
Hela våtmarkens yta var 770 ha

c) Maj-september

d) Endast oorganiskt N

e) Avloppsvatten tillfördes året runt, men
reduktionen är uppmätt under växtsäsongen

3.4.3. Rotzonsanläggningar (II)

Danmark anammade rotzonsmetoden på ett tidigt stadium, och i jämförelsevis stor skala. Under perioden 1983-90 etablerades mer än 100 anläggningar, de flesta av dem i små samhällen (Schierup et al., 1990). Ungefär 50% av anläggningarna är mindre än 1000 m². För många av anläggningarna användes dimensioneringskriterier motsvarande 5 m² PE⁻¹, baserat på tidiga tyska anläggningar (Brix, 1987a). Detta ledde till underdimensionering, främst för kväve- och fosforreduktion, och har varit ett viktigt skäl för ett vikande intresse under de senaste åren.

Med få undantag konstruerades de danska anläggningarna genom att gräva ut, fodra med gummi, plast eller lera, samt återfylla med den utgrävda jorden. I det stora flertalet av anläggningarna är jorden sandig med varierande mängder silt och lera. Jorddjupet ligger vanligen inom intervallet 0.6-1 m, och valdes för att motsvara den penetration som observerats för vassrhizom i naturliga våtmarker. Avloppsvattnet är alltid slamavskiltat innan det tillföres rotzonsanläggningen.

Behandlingsresultaten vid flera av de danska anläggningarna, och några av de viktigaste reningsmekanismerna, har undersökts av Schierup et al. (1990). För 71 av de registrerade anläggningarna var det möjligt att göra statistiska analyser av data. Detta gör undersökningen till den största jämförande studien hittills om våtmarksrening. I denna rapport kommer emellertid endast resultat från 38 rotzonsanläggningar att presenteras (Figur 3-6). Kriterierna vid valet av dem var: i) antalet vattenflödesmätningar (in+ut) > 5; ii) antalet koncentrationmätningar av BOD₅ och total-N > 5 vid både in- och utlopp; iii) belastningen av total-N < 2.5 g m⁻² d⁻¹. Det sista kriteriet uteslöt 4 anläggningar med extremt höga belastningar.

Logiskt sett borde bedömningen av reningseffektiviteten i rotzonsanläggningar relateras till jordvolymen i jorden snarare än till ytarean. Schierup et al. (1990) observerade emellertid att ytflöden inträffade i de flesta anläggningarna, beroende på otillräcklig hydraulisk konduktivitet. Förhållandet mellan ytflöde och flöde i rotzonen mättes inte, och dessutom var den effektiva jordvolymen inte känd. Därför förefaller det lämpligast att presentera belastning och reduktion per ytenhet även för rotzonsanläggningar.

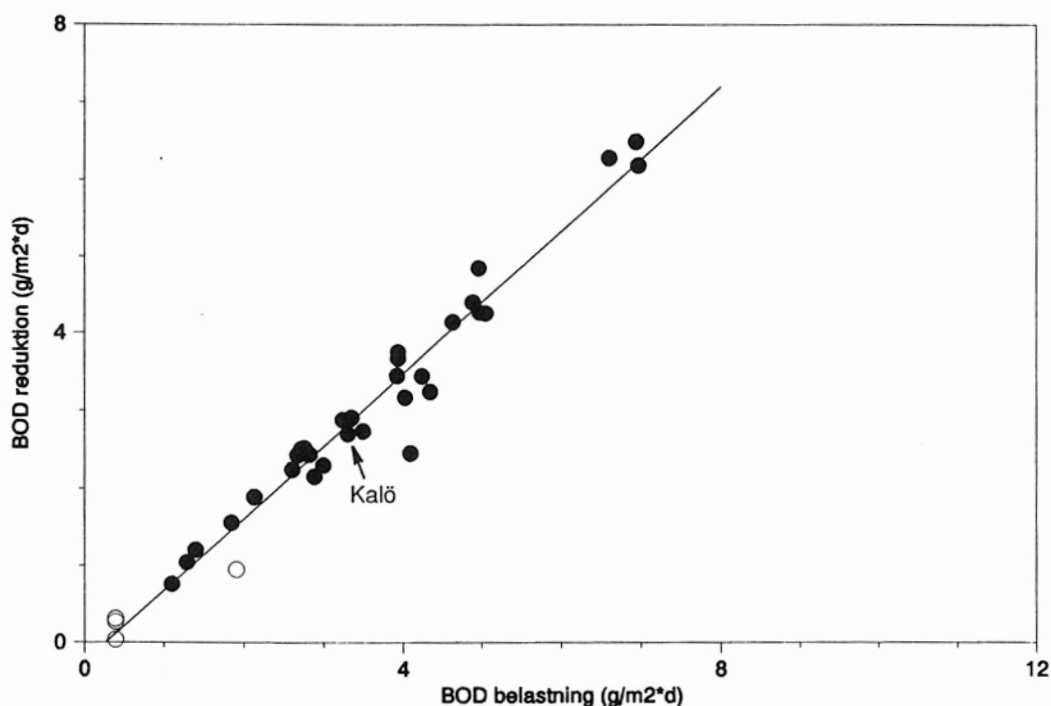
Ett stort antal rotzonsanläggningar har också byggts i England, huvudsakligen mellan 1985 och 1988. Den engelska utformningen skiljer sig från den danska genom att endast reduktion av BOD och suspenderade ämnen utgjorde kriterier vid rotzonsanläggning. Man behövde med andra ord inte använda jord med förmåga att sorbera fosfor. Vid den tidpunkt då engelsmännen startade hade det dessutom blivit alltmer klart att huvudproblemen med befintliga anläggningar var deras låga hydrauliska konduktivitet. Det blev således mycket vanligare att grus användes istället för jord. Omkring hälften av de engelska anläggningarna konstruerades med grus (Findlater et al., 1990).

I Sverige har endast en rotzonsanläggning varit i drift så pass länge att den kunnat utvärderas. Denna anläggning ligger i Snogeröd, vid Ringsjön i Skåne, och har arean 1100 m². Den skiljer sig från de flesta av de danska och engelska rot-

zonsanläggningarna genom att den mottar biologiskt förbehandlat vatten, och i första hand är avsedd för reduktion av näringsämnen. Den är också något djupare än de flesta andra rotzonsanläggningar, 1.4 m, och har en jordprofil som byggts upp i syfte att förena god hydraulisk ledningsförmåga med god reduktion av näringsämnen. Jordmaterialet består av lera, silt, sand och torv (Gumbricht, 1991), men någon närmare beskrivning av jordprofilens uppbyggnad har inte presenterats. Anläggningen konstruerades 1988 och har drivits som ett fullskaleförsök från september 1988 till juni 1991. Den genomsnittliga hydrauliska belastningen har under denna tid varit 160 mm d^{-1} (Gumbricht, 1991).

3.4.3.1. Reduktion av BOD

Ungefär 80% av de danska anläggningarna möter utsläppskriterierna (20 mg l^{-1}) för suspenderade ämnen och biologisk syreförbrukande substans (BOD_5). Suspenderade ämnen kommer inte att behandlas ytterligare, men resultaten styrker att kriterierna för suspenderade ämnen klaras när kriterierna för BOD_5 gör det. Denna slutsats drogs också av Conley et al. (1991).



Figur 3. Belastning och reduktion av BOD_5 i danska rotzonsanläggningar. Fyllda ringar indikerar anläggningar där förbehandlingen endast bestod i slamavskiljning, medan ofyllda ringar indikerar fall där rotzonsanläggningen utgjorde ett poleringssteg efter konventionell biologisk rening. (Data från: Schierup et al., 1990).

Det fanns ett starkt linjärt samband mellan reduktion och belastning av BOD₅. Medelreduktionen var över 90 % enligt den regressionslinje ($y = -0.25 + 0.93x$; $R^2 = 0.96$) som lagts in i Figur 3. Sammanfattningsvis förefaller det säkert att tillstyrka en genomsnittlig belastning av $7 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ baserat på de danska erfarenheterna, i synnerhet om ytterligare reningssteg för reduktion av närsalter följer. Om vi antar en BOD₅ koncentration på 122 mg l^{-1} (beräknat från Tabell 3) så motsvarar $7 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en hydraulisk belastning av $57 \text{ l m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ eller $6.4 \text{ m}^2 \text{ PE}^{-1}$. Enligt regressionsekvationen skulle detta resultera i en utgående koncentration på 12 mg l^{-1} .

Tabell 3. Definition av en personekvivalent (PE) för den danska glesbygden (Miljöstyrelsen, 1990).

Vatten	$370 \text{ l d}^{-1} \text{ PE}^{-1}$
BOD ₅	$45 \text{ g d}^{-1} \text{ PE}^{-1}$
Total-N	$12 \text{ g d}^{-1} \text{ PE}^{-1}$
Total-P	$3.5 \text{ g d}^{-1} \text{ PE}^{-1}$

Sambandet mellan belastning och retention av BOD₅ i 30 engelska rotzonsanläggningar har studerats av Findlater et al. (1990). De engelska anläggningarna var vanligen hårdare belastade än de danska. Anläggningar med jord som marksubstrat mottog mellan 4.4 och $10.5 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, och anläggningar med grus mellan 5.3 och $19.7 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Reningsresultaten visade att den procentuella retentionen var oberoende av den areella belastningen för kombinationen av data från jord- och grusanläggningar. Samma förhållande, sålunda, som i de danska anläggningarna, med den skillnaden att medelretentionen var lägre. I anläggningar med jord var retentionen 76 % och i dem med grus 71 %.

Kombinationen av engelska och danska data indikerar en minskande procentuell bortgång med ökande areell belastning. Faktum är att bara 7 engelska anläggningar klarade utsläppsgränsen 20 mg l^{-1} . Det ovan föreslagna belastningskriteriet på $7 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ verkar således rimligt. Det är också i överensstämmelse med Findlater et al. (1990) som anger $5-10 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ som ett lämpligt belastningsintervall baserat på de engelska erfarenheterna. Å andra sidan, om det finns ett efterföljande steg för närsaltreduktion bör belastningen kunna ökas.

Förändringen i reningseffektivitet som funktion av tiden studerades i 10 danska anläggningar som hade varit i drift i minst 5 år (Schierup et al., 1990). Utflödeskoncentrationerna minskade signifikant under de första fyra åren och stabiliserades under det danska utsläppskriteriet på 20 mg l^{-1} . Denna utveckling sammanföll med utvecklingen av tät vegetation, vilket visar på vegetationens betydelse som filter för partikulära ämnen och ett stöd för mikroorganismer.

Resultat från de engelska anläggningarna tyder på en förbättrad effektivitet mellan

andra och tredje driftsåret (Findlater et al., 1990). Förbättringarna i grusbäddarna tillskrevs ökande filtreringskapacitet, antingen beroende på minskad porstorlek eller på att gruset blivit "klibbigare", som ett resultat av påväxt av en biofilm. I jordbäddarna antogs förbättrad rening i vassförnan som den mest troliga orsaken till ökad effektivitet med tiden. Dessa slutsatser stärktes av observationerna att vass hade mycket liten del i reningen i anläggningar med grus, medan reningen i jordanläggningar förbättrades av vassvegetationen.

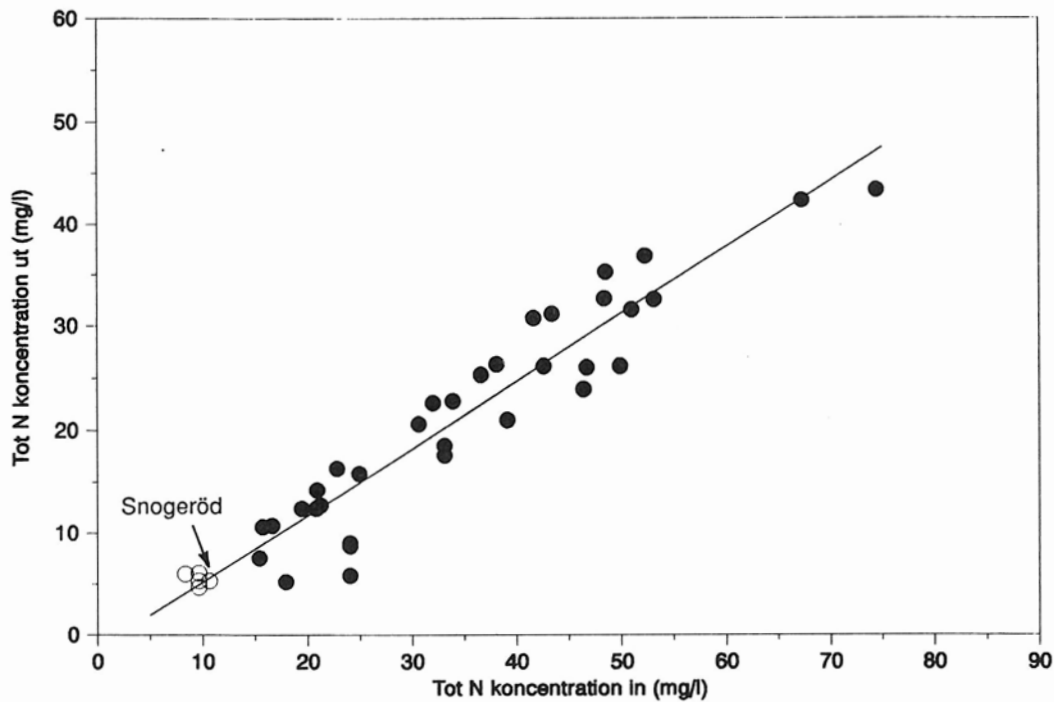
När sommar- och vinter- koncentrationerna av BOD_5 , samt även kväve och fosfor, i utflödet från danska rotzonsanläggningar jämfördes, fann man bara liten eller ingen skillnad (Schierup et al., 1990). Lägre inflödeskoncentrationer på vintern, på grund av större utspädning, och sedimentationens stora betydelse för reningen antogs vara de viktigaste förklaringarna. Vintrarna 1987-90 var dessutom milda i södra Skandinavien.

Sammanfattningsvis kan man dra slutsatsen att rotzonsanläggningar som belastas med upp till $10 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ med avseende på BOD_5 har goda förutsättningar att klara utsläppskrav på 20 mg l^{-1} eller 90 % reduktion. Detta tycks vara fallet oavsett om huvudelen av flödet sker i rotzonen eller på jordytan, vilket gör att man kan ifrågasätta själva rotzonsmetoden när det gäller rening av BOD .

3.4.3.2. Reduktion av kväve

I de danska rotzonsanläggningarna uppnåddes sällan utsläppskriterierna för total-N, 8 mg l^{-1} (Figur 4). Reningseffektiviteten för total-N var betydligt lägre och mer varierande än för BOD_5 (Figur 5). Det lineära regressionssambandet mellan inlopps- och utlopps-koncentrationer i Figur 4 ($y = -1.3 + 0.65x$; $R^2 = 0.91$) visar att reduktionen, uttryckt som koncentrationsminskning, var omkring 35% och oberoende av den hydrauliska belastningen. Detta indikerar att en del av kvävet var lätt att ta bort, troligen genom sedimentation och filtrering, medan resten passerade systemet tämligen opåverkat. Det är således troligt att reduktion på grund av kemiska (adsorption) eller biologiska processer (växtupptag och nitrifikation-denitrifikation) var liten till och med vid de lägre kvävebelastningarna. Här är det viktigt att poängtera att "lägre" motsvarar belastningar på $1000 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ och mer.

I ett litet antal av de danska fallen, samt i Snogeröd, tjänade rotzonsanläggningarna framförallt som poleringssteg efter konventionell rening med avseende på BOD_5 (Figur 4 och 5, ofyllda ringar). Här var nitrat den dominerande kvävefraktionen i vattnet som tillfördes, och denitrifikation troligen den viktigaste reduktionsprocessen. Snogerödsanläggningen hade den högsta reduktionen av total-N bland dessa, i genomsnitt $2850 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (46 %). Detta måste betraktas som en mycket hög reduktion i tempererat klimat och den torde framförallt kunna förklaras av anläggningens ovanligt stora djup (1,4 m) samt av att torvinslaget i jorden kan ha utgjort en väsentlig kolkälla för denitrifikation. I viss mån har antagligen även de milda vintrarna i södra Sverige under senare år haft en positiv effekt på reningsresultaten. Skillnaden i kvävereduktion mellan sommar- och

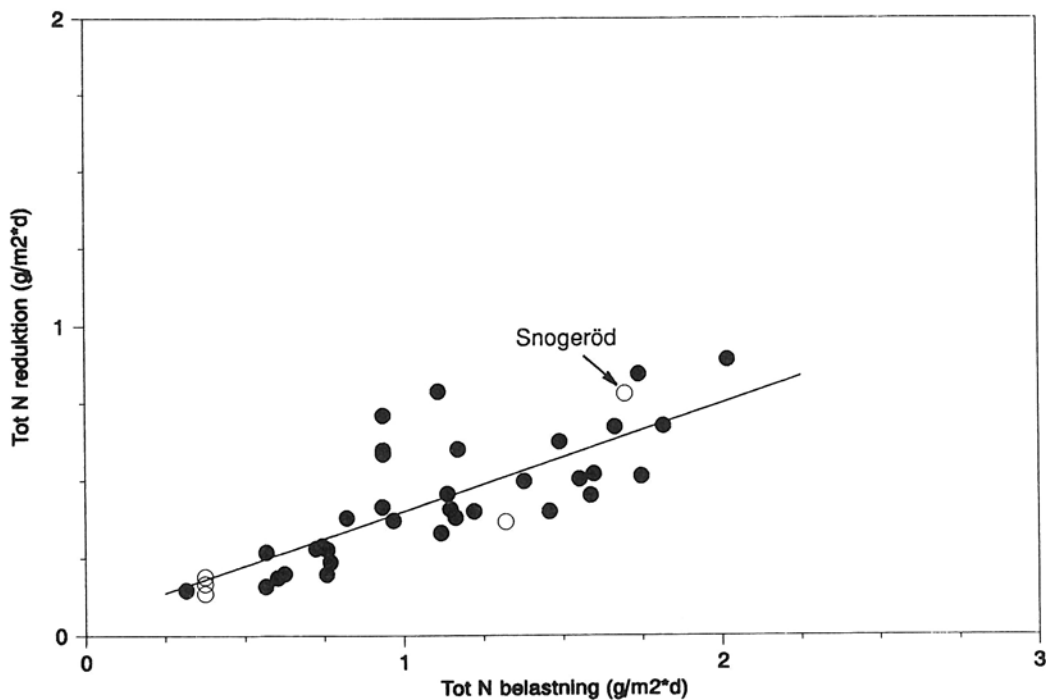


Figur 4. Koncentration av total-N i inkommande och utgående avloppsvatten till/från danska rotzonsanläggningar, samt den svenska Snogerödsanläggningen. Symbolförklaringar ges i Figur 3. (Data från: Schierup et al., 1990; Gumbrecht, 1991).

vinterhalvåret var ändå mycket tydlig i Snogeröd, med en genomsnittlig sommarreduktion på 70 %, medan vinterreduktion var 32 %.

Genomgående mycket höga belastningar i de engelska anläggningarna resulterade i att kvävereduktionen, betraktad som andel av belastningen, var låg. I anläggningar med jord togs i genomsnitt 15% av $\text{NH}_4^+\text{-N}$ bort, medan retentionen i anläggningar med grus var 7% i genomsnitt (Findlater et al., 1990). Total-N angavs inte för de engelska anläggningarna.

Som tidigare påpekats, är transporten av syre till rotzonen via "luftkanaler" i växterna en av hörnstenarna i rotzonsmetoden. En transport på $5\text{-}25 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ antogs vid introduktionen av metoden i Danmark. Brix (1990) uppmätte transporten i vass (*Phragmites australis*) till $2.08 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ och fann denna mängd nästan identisk med rötternas och rhizomens behov för respiration. Detta lämnar endast $0.02 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ att frigöras till marken. Dessutom transporterades $3.78 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ från atmosfären direkt till marken. Om man antar att transporten av överskottssyre ($3.80 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) var konstant över tiden, och att syret i första hand användes för mikrobiologisk nedbrytning av organiskt material, skulle det återstå $1.1 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ efter det att $2.7 \text{ g BOD}_5 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ tagits bort (Kalö i Figur 3). Det stökiometriska syrebehovet för nitrifikation av ammonium till nitrat är 4.57 g O_2 per $\text{g NH}_4^+\text{-N}$. Sålunda skulle $0.24 \text{ g NH}_4^+\text{-N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, eller 22 %, av medelbelastningen på Kalö anläggningen kunna ha nitrifierats av den återstående syrgasen. Det är troligt att syremängden som var tillgängligt för nitrifikation var



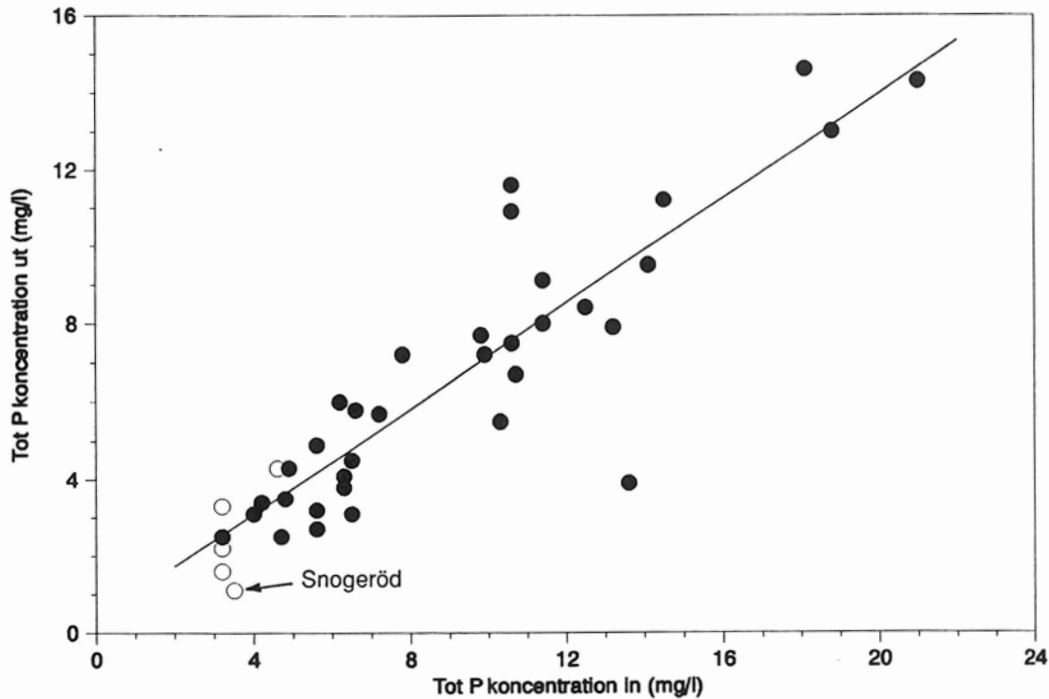
Figur 5. Belastning och reduktion av total-N i danska rotzonsanläggningar, samt i den svenska Snogerödsanläggningen. Symbolförklaringar ges i Figur 3. (Data från: Schierup et al., 1990; Gumbricht, 1991).

ännu lägre än vad beräkningarna visar, eftersom andra markprocesser t.ex. oxidation av reducerat järn, sulfid och metan också konsumerar syrgas.

Armstrong et al. (1990) har via mätningar och modellering kommit fram till att en transport av $20 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, att jämföras med $3.80 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ovan, ligger inom möjligheternas gräns. Hur mycket av detta som skulle vara tillgängligt för nitrifikation spekulerar emellertid inte Armstrong et al. (1990) i. Tills vidare kan det konstateras att det återstår att visa att syrgastransport till rotzonen har kvantitativ betydelse för nitrifikationen.

3.4.3.3. Reduktion av fosfor

Utsläppskoncentrationerna av total-P från danska rotzonsanläggningar överskred nästan alltid det danska gränsvärdet, 1.5 mg l^{-1} (Figur 6). Liksom total-N, var den procentuella minskningen av total-P koncentrationen likartad i alla anläggningar. En medelreduktion av ca 30 % erhöles ur regressionslinjen i Figur 6 ($y = 0.37 + 0.68x$; $R^2 = 0.80$). Det antogs att sedimentation också här var den viktigaste reduktionsmekanismen (Schierup et al., 1990). Att ytflöde dominerade bekräftades genom jordprofilundersökningar som visade ca 10 ggr högre total-P koncentration i den översta centimetern, jämfört med skiktet 3-10 cm. Det kan vidare tilläggas att man inte fann något samband mellan lerinnehåll och fosforreduktion, vilket borde varit fallet om en avsevärd del av flödet hade ägt rum i jordvolymen.



Figur 6. Belastning och reduktion av total-P i danska rotzonsanläggningar samt i den svenska Snogerödsanläggningen. Symbolförklaringar ges i Figur 3. (Data från: Schierup et al., 1990; Gumbricht, 1991).

Reduktionen av total-P var, liksom kvävereduktionen, mycket hög i Snogerödsanläggningen, $1300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (61 %) under det 33 månader långa fullskaleförsöket. Säsongsvariationen i reduktionen av fosfor, 67 % under sommarhalvåret och 58 % under vinterhalvåret, var mindre uttalad än för kväve (Gumbricht, 1991). Detta är i god överensstämmelse med den mindre betydelsen av biologiska processer för fosforomsättningen.

3.4.3.4. Hydraulik och vegetation

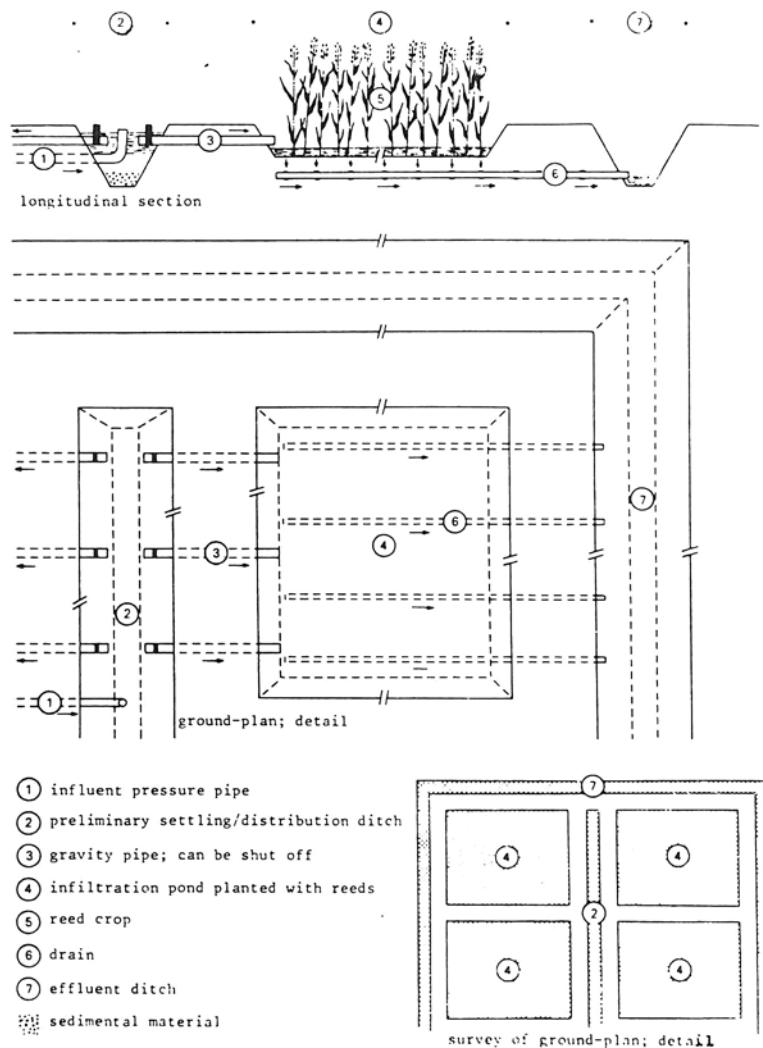
Enligt det ursprungliga rotzonskonceptet, förbättrar tillväxten av rot- och rhizom-systemen den hydrauliska konduktiviteten. Detta kunde inte visas för de danska anläggningarna, trots att rhizomen i de äldre (5 år) anläggningarna trängde ned till 0.6 m djup (Schierup et al., 1990). Orsakerna troddes vara att tillväxten av rötter och rhizom snarast komprimerade jorden ytterligare, eller att de porer som skapats av förmultnande rhizomer inte hängde ihop från inflöde till utflöde.

Schierup et al. (1990) fann att reningseffekten var oberoende av huruvida vegetationen dominerades av planterade våtmarksarter, invaderade våtmarksarter eller mer landlevande arter. De drog slutsatsen att vegetationens viktigaste roll var att agera som filter för partikulärt material och att öka den tillgängliga arean för mikrobiologisk påväxt. Beträffande vegetation, är det även intressant att notera att man fann 112 arter utöver de som planterats i de 43 undersökta rotzonsanläggningarna. Liksom många av dem som studerat naturliga våtmarker, fann Schierup

et al. (1990) att ytflödet följde prioriterade vägar och att delar av ytan var relativt torr, vilket förklarade närvaron av landlevande arter.

3.4.4. Infiltrationsvåtmarker (IIIa)

Sedan man i Nederländerna konstaterat att en viss infiltration förekom i en konstruerad våtmark som var avsedd för ytvattenflöde, samt att detta hade ringa inverkan på grundvattenkvaliteten, beslöt man att gå vidare genom att testa infiltrationsvåtmarker (de Jong, 1976). Syftet var att man härigenom ville utnyttja en viss areals reningskapacitet maximalt. En schematisk skiss över en anläggning som togs i drift 1976 visas i Figur 7. Jordmaterialet var en medel-fin sand med tillsats av 1.3 % slam. Avloppsvattnet pumpades till ett dike för slamavskiljning och fördelning till fyra infiltrationsvåtmarker planterade med vass. Tillförseln var roterande och skedde var tredje till var fjärde dag, vilket på grund av den låga belastningen ledde till att varje infiltrationsvåtmark var torr under en period av 10-11 dagar.



Figur 7. Schematisk beskrivning av en infiltrationsvåtmark i Nederländerna (Greiner och de Jong, 1984).

Resultaten från denna anläggning har redovisats av Greiner och de Jong (1984) och sammanfattats av Richardson och Davis (1987). Tyvärr uppger de inte arealer och belastning utan endast procentuell reduktion samt ingående och utgående koncentrationer: BOD 98 % (in 317 mg l⁻¹; ut 7 mg l⁻¹); Kjeldahl-N 91 % (in 94 mg l⁻¹; ut 10 mg l⁻¹); total-P 75 % (in 21 mg l⁻¹; ut 5.1 mg l⁻¹).

I Östergötland har Sundblad och Wittgren (1991) studerat infiltrationsvåtmarker planterade med jättegroe (*Glyceria maxima*). De belastades med avloppsvatten, 70-140 mm vecka⁻¹, från en biodamm. De hydrauliska belastningarna var likartade för de tre våtmarkerna men bevattningsfrekvensen varierade (Tabell 4). Även belastning och reduktion av kväve visas i Tabell 4.

Tabell 4. Budget för total-N i infiltrationsvåtmarker för avloppsrening. Resultaten är baserade på 22 månaders drift under tiden från april 1985 till oktober 1987. Femton månader inföll under växtsäsongen (april-september) och de övriga sju i oktober-mars (Sundblad och Wittgren, 1991).

	Yta		
	1	2	3
	---- mm vecka ⁻¹ ----		
Bevattningsfrekvens			
Vår, sommar, höst	14x10	7x20	2x70
Vinter	7x10	7x10	2x35
	----- mg m ⁻² d ⁻¹ -----		
Belastning	567	530	474
Läckage	247	167	115
Reduktion	320	364	359
Skörd: jättegroe	80	94	124
andra arter	52	44	5
Markupplagring	67	20	39
Ej återfunnet	121	206	191
	---- % av tillfört ----		
Reduktion	57	69	76

En viktig slutsats var att bevattningsfrekvensen påverkade utvecklingen av den hydrauliska konduktiviteten och kväveavgången. Stora vattengivor vid få tillfällen ledde till en snabbare minskning av den hydrauliska konduktiviteten och effektiviserade kväveavgången. Således kunde det konstateras att variation av bevattningsfrekvensen kan användas som en metod för att styra kvävereduktionen.

Medelkoncentrationen av total-P i det tillsatta avloppsvattnet var 11 mg l⁻¹ och retentionen i det närmaste 100%. Utgående vattens koncentration var vanligen under 0.1 mg l⁻¹, även under vintersäsongen. Under vintern tillfördes avloppsvattnet under ett snötäcke. Som väntat minskade reduktionen av total-N under denna period. Dock var nitrifikationen nästan fullständig, trots att marktemperaturen bara var ca 2 °C. Påfört avloppsvatten hade en medelkoncentration av 48 mg l⁻¹ för NH₄⁺-N och 0.5 mg l⁻¹ för NO₃⁻-N, medan koncentrationerna i utgående vatten var 1.4 mg l⁻¹ respektive 22 mg l⁻¹ för de två komponenterna. Koncentrationen av organiskt kväve var 2-3 mg l⁻¹ i både inlopp och utlopp.

Jämfört med rotzonsanläggningar är infiltrationsvåtmarker sparsamt vetenskapligt dokumenterade. Emellertid drivs ett flertal infiltrationsvåtmarker i Tyskland (Bahlo och Wach, 1990), Nederländerna (de Vries, personlig kontakt) och Belgien (de Maeseneer, personlig kontakt). Det är en förhoppning att resultat från dessa kommer att presenteras för en internationell publik inom kort.

3.4.5. Bevattnat jordbruk (IIIb)

Bevattnat jordbruk är ett omfattande område och variationen mellan olika system är stor, även om man inskränker sig till erfarenheter från tempererade klimat. Detta kanske framförallt för att klimat och jordprofil spelar större roll i dessa mer extensiva och mindre våta system. Dessutom är det svårt att göra korrekta budgetar eftersom det ofta rör sig om system med mindre väldefinierade utlopp än de som behandlats i tidigare avsnitt. Här presenteras först ett antal utländska studier som belyser olika aspekter av bevattning med avloppsvatten (Tabell 5). Därefter diskuteras de svenska erfarenheterna av jordbruksbevattning med avloppsvatten.

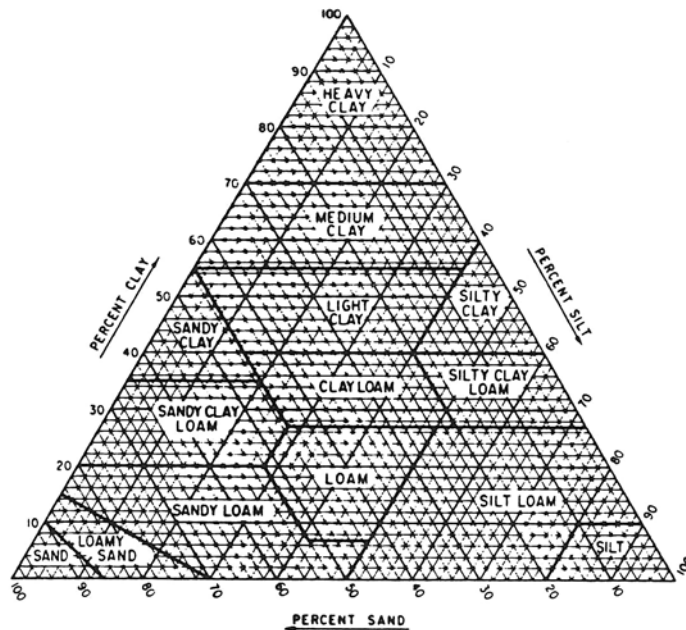
I Tabell 5 finner läsaren att de amerikanska jordartstermerna inte är översatta. Anledningen är att det inte finns någon direkt korrespondens mellan svensk och amerikansk klassificering. Istället presenteras ett amerikanskt trefasdiagram för jord med indelning i olika texturklasser i Figur 8. Texturklasserna definieras på basis av innehållet av de tre jordpartikelfraktionerna sand, silt och lera. Sandpartiklar varierar i storlek från 2.0 till 0.05 mm, silt från 0.05 till 0.002 mm, och under 0.002 mm är lera. Denna partikelindelning skiljer sig från den svenska endast i att gränsen mellan sand och silt hos oss går vid 0.06 mm.

Tabell 5. Sammanfattning av några olika studier av avloppsbevattnat jordbruk.

Plats	Jordart	Gröda	Avlopps- vattentyp	Antal år m. bevattning/ studiens längd	Avloppsvatten belastning a)	Kväve belastning	Kväve reduktion b)	Medelkoncentration av nitrat-N i perko- lerande vatten/grund- vatten	Referens
Michigan, USA	sand/ loamy sand	kvickrot	konserv- industri	20/1	300	487	24	10.6	Adriano et al., 1975
	sandy loam	"	mejeri	10/1	150	562	35	21.4	"
Alberta, Canada	loam	rörflen	slakteri	6/6	20	1150	>55		Bole och Gould, 1985
Braunschweig, Tyskland	sand	säd, sockerbetor, potatis m.m.	kommunalt, biologiskt förbehandl.	27/1	58	379	-	16 i grundvatten 26 i drän.ledn.	Boll och Kayser, 1987
New Hamp- shire, USA	sandy loam	kvickrot	kommunalt, biologiskt förbehandl.	2/1	260	673	71	8.1	Iskandar, 1978
	"	"	"	"	780	2055	41	16.3	"
	"	"	kommunalt, slamavskilt	"	390	1072	67	8.5	"
	silty loam	"	"	"	390	1003	55	11.2	"
	"	"	"	"	390	956	54	12.1	"
	"	"	kommunalt, biologiskt förbehandl.	"	260	628	60	8.9	"
Minnesota, USA	silty loam	majs	kommunalt, biologiskt förbehandl.	6/5	92-302	190-609	-	<10	Linden et al., 1984
"	"	rörflen	"	4/3	235-457	235-970	-	< 6	"

a) Bevattning endast under växtsäsongen, utom i New Hampshire där avloppsvatten tillfördes året runt.

b) Där värde saknas var dataunderlaget otillräckligt för reduktionsuppskattning.



TEXTURAL CLASSES				
TEXTURE		SAND %	SILT %	CLAY %
SAND	(S)	85 to 100	0 to 15	0 to 10
LOAMY SAND	(LS)	70 to 90	0 to 20	0 to 15
SANDY LOAM	(SL)	43 to 85	0 to 50	0 to 20
LOAM	(L)	23 to 52	28 to 50	7 to 27
SILT LOAM	(SiL)	0 to 50	50 to 100	0 to 27
SANDY CLAY LOAM	(SCL)	45 to 80	0 to 28	20 to 35
CLAY LOAM	(CL)	20 to 45	15 to 53	27 to 40
SILTY CLAY LOAM	(SiCL)	0 to 20	40 to 73	27 to 40
SANDY CLAY	(SC)	45 to 65	0 to 20	35 to 55
SILT	(S)	0 to 20	80 to 100	0 to 12
SILTY CLAY	(SiC)	0 to 20	40 to 60	40 to 60
CLAY	(C)	0 to 46	0 to 40	40 to 100

BASIC TEXTURAL CLASS MODIFYING TERMS					
SAND			GRAVEL		
Diameter, millimeter	US Standard sieve numbers	Term	Content, Percent	Term	
0.05 to 0.10	300 to 140	Very fine sand (VFS)	20 to 50	Gravelly (Gr)	
0.10 to 0.25	140 to 60	Fine sand (FS)	50 to 90	Very Gravelly (VGr)	
0.25 to 0.50	60 to 35	Medium sand (S)			
0.50 to 1.00	35 to 18	Coarse sand (CsS)			
1.00 to 2.00	18 to 10	Very coarse sand (VCsS)			
Coarse sand	25% or more VCsS and less than 50% of any other grade of sand				
Sand	25% or more VCsS, CsS, and S, and less than 50% of F or VFS				
Fine sand	50% or more FS and less than 25% of VCsS, CsS, and S and less than 50% of VFS				
Very fine sand	50% or more VFS				

Figur 8. Amerikanskt trefasdiagram för jord med indelning i texturklasser (USDI, 1978).

I både Michigan (Adriano et al., 1975) och Braunschweig (Boll och Kayser, 1987) är det lätta jordar som mottagit avloppsvatten under lång tid. Dessutom är systemen inte optimerade för högt växtupptag. I Michigan skördade man inte och i Tyskland dominerade vanliga jordbruksgrödor på de bevattnade arealerna. Det är således logiskt att dessa båda system har låg kvävereduktion och höga nitrathalter i grundvatten/dräneringsvatten, trots att belastningarna är relativt låga i jämförelse med de flesta övriga system i Tabell 5.

Angående fosfor så påpekar Adriano et al. (1975) att den ackumulerade fosforretentionen var mycket större än vad som beräknades med Langmuirs adsorptionsisoterm. Detta är regel snarare än undantag vid långtidsförsök och de bakomliggande orsakerna har diskuterats i avsnitt 3.2.2. Samtidigt var det ändå så att man uppmätte förhöjda halter av fosfat i grundvatten i de båda Michiganstudierna. Årsmedelvärdena av fosfat-P var 0.9 respektive 0.6 mg l⁻¹. Adriano et al.

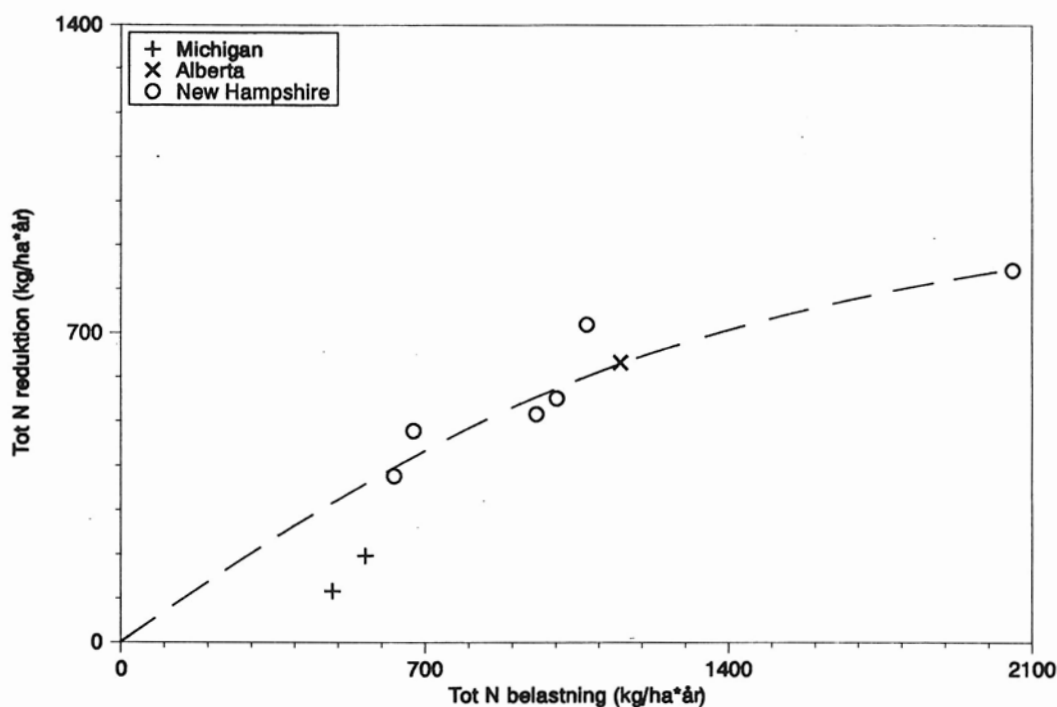
(1975) angav även säsongsmedelvärden och dessa var, föga förvånande, högst under våren (april-juni) för både nitrat-N och fosfat-P.

I Alberta-försöken (Bole och Gould, 1985) tillfördes ett mycket koncentrerat avloppsvatten, där NH_4^+ var den helt dominerande kväveformen. Samtidigt var den hydrauliska belastning låg. Reduktionen genom skörd uppgick till 30 % och upplagring av nitrat-N i jorden till 25 % av tillfört kväve. Dessa två bidrag gav en reduktion på över 600 kg ha⁻¹ år⁻¹. Dessutom visade författarna, med ¹⁵N-studier, att en viss denitrifikation bör ha förekommit. Några mätningar på läckaget av kväve gjordes inte, men det är troligt att detta har ökat med tiden efterhand som nitrat anrikades allt djupare ner i jordprofilen. Alternativt, om perkolationen är liten på grund av att området är torrt, finns det risk för försaltning av jorden när man bevattnar med koncentrerade avloppsvatten. Bole och Gould (1985) fann emellertid endast svagt förhöjda värden för natriumadsorption och elektrisk ledningsförmåga efter det 6-åriga försöket, så någon på grödorna hämmande försaltning var det inte fråga om trots att semiarida förhållanden råder i området.

Till skillnad från de hittills nämnda studierna, där man endast tillförde avloppsvatten under växtsäsongen, så tillförde Iskandar (1978) avloppsvatten under hela året i kallt klimat. I Figur 9 ser man att reduktionen trots detta var väl så god som i de andra studierna. Detta kan ha flera förklaringar: I New Hampshire hade bevattningen endast pågått i två år varför nettoimmobiliseringen av kväve i marken bör ha varit större än i de äldre försöken i Michigan. Vidare skördades kvickroten 3 ggr år⁻¹ i N. H., men inte alls i Michigan. I Alberta skördades rörflen 2 ggr år⁻¹, så grovt sett kan man anta att växtupptaget spelade samma roll som i N. H. Att reduktionen i N. H. var av samma storleksordning som i Alberta vid liknande belastning, trots helårsbevattning i N. H., kan antas bero på att denitrifikationen var mer gynnad i N. H. på grund av att vattenhalten i jorden bör ha varit högre.

I Minnesota gjorde Linden et al. (1984) en jämförande studie av majs (*Zea mays*) och rörflen. Trots att kvävebelastningen var högre på rörflen så var koncentrationerna av kväve i perkolerande vatten lägre. Detta var ett resultat av dels högre produktion och dels högre proteininnehåll i rörflen (Marten et al., 1980).

Under tiden 1979-83 gjordes på Listerlandet i Blekinge (Sölvesborgsprojektet) försök med att bevattna växande gröda med mekaniskt-biologiskt renat avloppsvatten (Leander, 1985). Försöken omfattade ca 300 ha som bevattnades antingen med renat avloppsvatten eller brunnsvatten under perioden maj till september. I de flesta fall användes högtrycksspridare vid bevattningen. Den genomsnittliga hydrauliska belastningen var låg, 5.2 cm år⁻¹ eller endast 40 % av det teoretiskt beräknade behovet. Halterna av kväve och fosfor i bevattningsvattnet var i genomsnitt 29 respektive 3.4 mg l⁻¹. För kväve innebar detta att endast 13.7 kg ha⁻¹ år⁻¹ tillfördes genom bevattning, och det viktigaste tillskottet kom fortfarande från handelsgödsel. Vid optimalt utnyttjande av avloppsvattnet räknade man emellertid med att kunna tillföra 50 % av växternas kvävebehov via bevattning.



Figur 9. Belastning och reduktion av total-N vid jordbruksbevattning med avloppsvatten. (Data från Tabell 5).

Bakteriehalten i bevattningsvattnet varierade kraftigt genom åren. För termostabila coliformer (44 °C) låg halterna mellan 10^2 och 10^5 per 100 ml. Prov för analys togs både på djupt och ytligt grundvatten. Förhöjda halter noterades i några brunnar/rör och vid några tidpunkter. Detta gällde emellertid i lika stor utsträckning provtagningspunkter inom brunnsbevattnade som de avloppsbevattnade områdena. Man associerade därför föroreningen med andra källor än avloppsbevattning, till exempel betesdrift.

En energibalans för bevattning med avloppsvatten (Leander, 1985) visade att energivinsten i första hand ligger på effekten av vattentillskottet (7.2 kWh m^{-3}), och i andra hand på gödningseffekten (1.1 kWh m^{-3}). Pumpenergin som åtgick för utpumpning i den 6.2 km långa överföringsledningen var jämförbar med energivinsten i att slopa det kemiska steget i avloppsverket (0.1 kWh m^{-3}).

Vid avloppsbevattning med låga hydrauliska belastningar är det i första hand hygieniska aspekter, associerade med direktdeposition och aerosolspridning av patogena organismer, som bör styra vid utarbetande av normer och bestämmelser rörande förbehandlingskrav, grödoval, spridningsteknik och säkerhetszoner. Vid högre belastningar ökar naturligtvis behovet av att också väga in risken för grundvattenförorening. I Sölvesborgsprojektet gjordes ingen studie av de hygieniska aspekterna, utan man utgick ifrån de riktlinjer som gäller i andra länder, där avloppsbevattning är vanligare än i Sverige, samt myndighetsutlåtande från Naturvårdsverket, Socialstyrelsen och Statens Miljömediciniska laboratorium. Sammanfattningsvis antogs följande riktlinjer angående förbehandling, grödorestriktioner och skydds zoner:

- Förbehandlingen skall omfatta minst slamavskiljning och biologisk rening.
- Bevattning av grödor avsedda för human konsumtion i rått tillstånd får ej ske. Bevattningen skall upphöra 2 veckor före skörd vid odling av matpotatis och industrigrönsaker, och 1 vecka före skörd vid odling av vall och grönfoderväxter. För spannmål, oljeväxter och industripotatis sattes inga restriktioner.
- Bevattning får ej ske inom 50 m från bostadsområden. Mellan 50 och 150 m från bostadsområden får bevattning endast ske vid låga vindhastigheter eller vindriktning bort från bebyggelsen. Vid allmän väg gäller att bevattning ej får ske närmare än 20 m.

Desinficering är ytterligare en aspekt på förbehandling som, i likhet med ovanstående restriktioner, bör belysas ytterligare genom fördjupade litteraturstudier och svenska försök. Detsamma kan sägas gälla för valet av spridningsteknik. Här finns dock en produktalternativstudie (Svensson och Söderlund, 1984) som presenterar alternativ till högtrycksspridare, i enlighet med bl.a Socialstyrelsen (1982), som förordar lågtrycksspridning och ytbevattning för att undvika aerosolbildning.

I Sölvesborg lades verksamheten ner efter försöksperioden, beroende på att krav ställdes på utökade skyddszoner, samt att man skulle byta till lågtryckssprinklers. Dessa krav gjorde det ekonomiskt ointressant för lantbrukarna att fortsätta (Leander, personlig kontakt). Istället kom det att bli på Gotland och Öland som avloppsbevattningen i Sverige fortsattes. I Tabell 6 sammanfattas en del uppgifter om denna avloppsbevattning.

Som framgår av Tabell 6 är den hydrauliska belastningen låg, om man jämför med de utländska belastningarna i Tabell 5. Någon sammanställning av näringstillförseln har inte gjorts, vare sig på Öland (Knutsson, personlig kontakt) eller Gotland (Blomgren, personlig kontakt). Med tanke på att avloppsvattnet genomgår kemisk fällning på Öland, och att lagringstiden på Gotland är lång, förefaller det emellertid rimligt att anta att näringstillförseln är mindre än i Sölvesborgsprojektet. Samtidigt bör också de hygieniska riskerna vara ännu mindre.

I Skåne har Hasselgren (1989) bevattnat pil (*Salix* spp.) och hundäxing (*Dactylis glomerata*) med lakvatten från en soptipp. Tillväxten stimulerades märkbart jämfört med kontroller. Biomassaproduktionen var i nivå med vad som erhålles vid odling av energigrödor med handelsgödsel. I ett fullskalesystem med pil och blandade gräs, minskade kväveflödet från ett medelvärde på 430 kg ha⁻¹ år⁻¹ under 5 år före etableringen, till ett medelvärde på 307 kg N ha⁻¹ år⁻¹ under 3 år efter etableringen. I Östersjöregionen har man studerat avloppsbevattning av pil också i Finland (Hasselgren, 1989) och Polen (Kowalik och Perttu, 1989).

Tabell 6. Uppgifter om jordbruksbevattning med avloppsvatten på Gotland - Stånga, Roma och Hemse (Tingström och Andersson, 1985; Blomgren, personlig kontakt), samt Öland - Böda (Knutsson, personlig kontakt).

Plats	Stånga	Roma	Hemse	Böda
Startår	1984	1985	1986 (1980) ^a	1988 (1983) ^a
Bevattnad areal (ha)	196	376	347	70
Årlig bevattning (mm) ^b	41-77	48-74	57-66	100-?
Förbehandling	Biologisk damm	Biologiska dammar, 2 st	Biologisk damm	Mekanisk+ biologisk+ kemisk
Lagring/ uppehållstid	Dammar ca 5 mån	Dammar ca 5 mån	Dammar ca 5 mån	Damm/ ca 14 d
Bevattningsteknik	Sprinkler högtryck	Sprinkler, högtryck	Sprinkler, högtryck	Ramp, lågtryck
Jord	Huvudsakl. lerjordar	Huvudsakl. lerjordar	Huvudsakl. lerjordar	Sandiga jordar
Grödor	Spannmål, oljeväxter, sockerbetor, vall	Spannmål, oljeväxter, sockerbetor, vall	Spannmål, oljeväxter, sockerbetor, vall	Vårsäd, potatis, vall
Skyddszon	200 m från bebyggelse, 35 m från allmän väg	200 m från bebyggelse, 35 m från allmän väg	200 m från bebyggelse, 35 m från allmän väg	100 m från bebyggelse, 50 m från allmän väg och betande djur, samt 25 m från fritidshusens tillfartsvägar

a) Det första årtalet anger när fullskaledrift startades. Årtalet inom parentes anger när försök med avloppsbevattning påbörjades.

b) Den lägre belastningen motsvarar kontrakterad mängd, medan den högre är baserad på lagringsdammarnas totala volym.

3.5. Recirkulation av näringsämnen genom skörd

Om fosfor och kväve i avloppsvatten betraktas som resurser att recirkulera till växande grödor snarare än ett kvittblivningsproblem, blir det intressant att anpassa avloppstillförseln till växtupptaget. Här skall därför sammanfattas de mängder fosfor och kväve som skördats vid olika försök med naturliga system för avloppsvattenbehandling (Tabell 7).

De tämligen vida intervallen för skördad mängd kväve förklaras framförallt av mellanårsvariationer och varierande avloppsvattenbelastning. Ur Tabell 7 kan man sammanfattningsvis dra slutsatsen att skördens kväveinnehåll kan förväntas motsvara 200-400 kg ha⁻¹ år⁻¹, och dess fosforinnehåll 30-60 kg ha⁻¹ år⁻¹, i tempererat klimat.

Tabell 7. Årlig skörd av kväve och fosfor med växter som använts i olika avloppsbehandlingssystem i tempererat klimat.

Växt	Kväve	Fosfor	N/P-kvot	Referens
	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹		
Grönslick + Vattenpest	255	40	6	Gumbrecht, 1991
Sjösäv	260	50	5	de Jong, 1976
Vass	270	35	8	de Jong, 1976
JätTEGRÖE	198-321	30-48	6-7	Sundblad och Wittgren, 1989
Rörflen	200-434 262-394 299-392	36-62	6-9	Bole och Gould, 1985 Linden et al., 1981 Kardos et al., 1977
Hundäxing	238-327	27-37	7-8	Hasselgren, 1989
Kvickrot	341-542			Iskandar, 1978
Pil ^a	107-199	23-30	4-6	Hasselgren, 1984
Pil ^b	251-367	48-66	5-6	Hasselgren, 1984

a) Vedbiomassa.

b) Ved- och bladbiomassa