

RENINGSEFFEKT MOT KOSTNADSEFFEKTIVITET I ANLAGDA VÅTMARKER

Retention capacity versus cost efficiency in constructed wetlands

av PÄR PERSSON och ANNIKA STÅHL-DELBANCO
Miljökontoret, Carl Krooksg. 10, 251 89 Helsingborg
e-post: Par.Persson@helsingborg.se



Abstract

A large number of wetlands have been created in the northwest part of Scania (south of Sweden) since 1991. Their types of construction vary, which affect their ability to remove nutrients from eutrophic watercourses. In this report, we have evaluated how different construction techniques affect nitrogen retention capacities and compared cost-efficiencies between different wetlands. The wetlands were constructed during two different periods (1991–1998 and 1999–2002), which had different background conditions. The best projects were generated during the most recent period. The improvements made can be summed up as bigger and more cost efficient wetlands, with better water flow patterns and with more efficient nitrogen retention capacities, given a specific load. The evaluation also shows that economic policies rendered positive effects in more than one way. They supplied resources for wetland constructions and they also generated wetland projects with high cost efficiencies. This is due to the fact that the resources were limited and therefore were used more efficiently. In other words, we are starting to find optimal ways of establishing wetlands. Wetlands should be loaded with nitrogen in concentrations of 2–50 tonnes nitrogen per hectare and annum, they should not be constructed as shafts but as dams and/or as altered watercourses, and they should have horizontal flows.

Key words – cost efficiency, eutrophic watercourses, wetland construction, nitrogen retention, ecological economics, guidelines.

Sammanfattning

Ett flertal våtmarker har etablerats i Nordvästskåne sedan 1991. Utformningen av dem varierar, vilket har fått betydelse för deras förmåga att avskilja näringsämnen från närsaltsbelastade vattendrag. Med utgångspunkt från deras olika egenskaper utvärderas här deras betydelse för att minska transporten av kväve i berörda vattendrag, samtidigt som deras kostnadseffektivitet belyses. Våtmarksprojekten härrör från två olika tidsperioder (1991–1998 samt 1999–2002) med delvis olika förutsättningar, vilket sammantaget har inneburit bättre projekt med tiden. Förbättringarna kan sammanfattas med att våtmarkerna har blivit både större, effektivare på att rena kväve sett utifrån belastningssynpunkt, kostnadseffektivare och fått bättre flödesmönster. Vidare visar jämförelsen att ekonomiska styrmedel kan ha haft en positiv effekt, och då inte bara för att skapa ekonomiskt utrymme för att etablera våtmarker, utan också med avseende på att göra dem kostnadseffektiva. Detta har skett genom att medlen har varit begränsade och därmed använts effektivare. Med andra ord börjar vi hitta både kostnads- och yteffektiva sätt att etablera våtmarker på. Våtmarkerna bör vara *medelhögt* till *högt* belastade med avseende på kväve, de bör etableras som dämmen och/eller omledda vattendrag framför schaktade hål, och deras flödesmönster bör ske med horisontellt flöde framför ytvattenflöde.

Inledning

Sedan 1991 har miljökontoret i Helsingborg tillsammans med Rååns Vattendragsförbund varit med om att genomföra ett relativt stort antal våtmarksprojekt (ett

sextiotal) i nordvästra Skåne. Syftet har främst varit att reducera näringsämnestransporten till vattendrag och kustvatten, men också för att berika landskapet med naturmiljöer. Våtmarksprojekten innebär således positiva effekter för flera av de nationella miljö kvalitetsmålen:



Figur 1. Kulla Gunnarstorp, kustnära kombinationsvåtmark norr om Helsingborgs stad.

Myllrande våtmarker, Ingen övergödning, Ett rikt odlingslandskap, Levande sjöar och vattendrag, och Hav i balans samt levande kust och skärgård.

Såväl det största antalet (50 st) som den största ytan (46 hektar) har anlagts inom Rååns avrinningsområde, vilket hänger samman med att projekten startade där redan 1991 och att projekten utanför Råån kom igång först 1999. För Råån utgör numer de etablerade våtmarkerna ungefär en fjärdedel av den våtmarksyta som är önskvärd att återskapa (Boström 1997).

Våtmarkerna skiljer sig bland annat i anläggningsförfarande, utseende, och ur belastningssynpunkt, vilket kan ha stor betydelse för deras förmåga att minska transporten av näringsämnen till berörda vattendrag och för hur kostnadseffektiva de är. Syftet med denna rapport är därför att utvärdera hur dessa egenskaper påverkar den näringsavskiljande förmågan, samtidigt som vi vill bedöma deras kostnadseffektivitet.

Metodbeskrivning

Projekten har delats in i våtmarker anlagda före år 1999 (Period 1) och i våtmarksanläggningar från och med år 1999 (Period 2). Anledningen till denna indelning är att förutsättningarna för de tidigare projekten har varit an-

norlunda jämfört med de senare. Till exempel har det viktigaste kriteriet för våtmarker anlagda före 1999 varit tillgången på intresserade markägare. Från 1999 och framåt ökade däremot intresset för våtmarker snabbt tack vare tillgång på ekonomiska styrmedel som gynnade tillblivandet av våtmarker (lokala investeringsprogram, LIP; samt EU:s projektstöd för anläggning av våtmarker). Dessa stöd ställde specifika krav på projekten, vilket innebar att inte alla våtmarksprojekt fick ekonomiskt stöd. Kraven innebar generellt att små objekt och våtmarker med liten näringsämnesbelastning föll bort. Det stora intresset för våtmarker under senare år i kombination med de nya ekonomiska styrmedlen innebar således en hårdare prioritering mellan potentiella våtmarker. Den långa erfarenheten av våtmarksprojekt i Råån har dessutom lett till att kunskaperna om hur man anlägger kostnadseffektiva våtmarker har ökat, samtidigt som våtmarksprojekten har haft mer personella resurser från och med 1999. För att göra våtmarker kostnadseffektiva baseras numer dessutom beslut om våtmarksanläggning på vissa givna kriterier (Persson och Nihlén 1998).

För denna utvärdering har vi valt ut ett flertal kriterier som bedömts som viktiga för att belysa våtmarkers reningseffekt och kostnadseffektivitet. Följande kriterier har bedömts som viktiga:

Typ av anläggning

Hur en våtmark är konstruerad påverkar såväl renings-effekten som kostnaden. De aspekter som studeras är:

- **Konstruktionstyp:** Dämning; omledning till lågpunkt; schaktning; eller genom en kombination av dämning och schaktning (kombinationsvåtmark).
- **Vattenförsörjning:** Genom dräneringsvatten; hela vattendrag; del av vattendrag; eller genom en kombination av nämnda alternativ (flödeskombination). I detta sammanhang avses endast den huvudsakliga tillrinningen. För att betraktas som flödeskombination måste vattenförsörjningen således härröra från stora flöden av olika ursprung, såsom en stor stamledning i kombination med delar av ett biflöde. Därmed utesluts dammar som har en huvudsaklig vattenförsörjning via ett vattendrag, men som också tar emot dräneringsvatten.
- **Flödesmönster:** Ytvattenflöde eller horisontellt flöde. Ytvattenflöde uppstår i de anläggningar där inlopp och utlopp ligger på samma nivå och ett horisontellt flöde om utloppet placerats i botten exempelvis med en nivåbrunn (munk).
- **Hydraulik:** Hur dammen är utformad påverkar hur effektiv den är ur hydraulisk synvinkel. De faktorer vi har valt för denna utvärdering är längd/breddförhållandet och om större områden kortsluts eller dödzoner bildas när vattnet rinner mellan inlopp och utlopp. Klassningen bygger på följande faktorer:
Bra: Längd/bredd >2:1; ingen kortslutning; ej omfattande dödzoner
Medel: Två av ovanstående faktorer är bra
Dålig: En eller ingen av faktorerna är bra

Kvävebelastning

Kvävebelastningen anses vara en av de viktigaste faktorerna som styr kväveretentionen, vilket vi har använt som utgångsmaterial vid våra jämförelser. Med utgångspunkt från ett flertal studier som andra har gjort på när-saltsbelastning och avskiljning har vi därför skapat ett klassificeringssystem (Tabell 1). Mätningarna har dock huvudsakligen gjorts i högt belastade dammar, och för *låg*t belastade våtmarker finns endast en studie gjord (i Lomma, Ekologgruppen 2002). Provtagningsfrekvens i denna damm var dessutom låg, och dess retentionsvärde om 47 % har således modifierats ned till 30 %, som bedöms vara mer rimlig.

Klassen *medelbelastade* våtmarker baseras på studier i Genarp (Wedding 2002) och i Norge (Braskerud 2001). Dessa dammars retention varierade mellan 6–15 % (medel 8 %).

I *högt* belastade våtmarker finns ett flertal studier med tät provtagningsfrekvens gjorda. Exempel på sådana är

Tabell 1. Klassningssystem för våtmarker baserat på kvävebelastning och kväveretention.

Klass	Kvävebelastning (ton N/ha och år)	Kväveretention (% av belastning)
Lågt belastade	< 2	30
Medelbelastade	2–15	8
Högt belastade	15–50	5
Mycket högt belastade	> 50	0,3

Råbytorp (Wedding 2002), Böslid och S Tjärby (Arheimer och Wittgren 2001), tre norska studier (Braskerud 2001) samt Ormastorp S (Persson med flera 2005). Kväveretentionen i dessa studier är ca 5 % av belastningen.

I *mycket högt* belastade våtmarker är det mättekniskt svårt att uppskatta kväveretentionen. De studier som finns i så högt belastade våtmarker visar därför större variation i reningseffekt jämfört med lägre belastade. En och samma våtmark gav till exempel såväl hög retention som frigörelse av kväve då den utvärderades med olika metoder (Arheimer och Wittgren 2001). Arheimer och Wittgren menar därför att man med nuvarande mätprogram inte kan uttala sig om våtmarker med så korta uppehållstider fungerar som fällor eller källor för kväve. För att kunna få ett jämförbart mått på retentionen för högt belastade våtmarker har vi ändå valt att använda oss av det modellberäknade värdet (0,3 %) för L Tjärby (Arheimer och Wittgren 2001). Detta, eftersom ett relativt stort antal våtmarker av de äldre projekten i Råån tillhör denna mycket hydrologiskt högt belastade klass.

I utvärderingen har vi beräknat kvävebelastning och retention objekt för objekt. Dessa har vi sedan summerat både med avseende på belastningsklass och totalt sett.

Kostnad per ytenhet

Kostnaden per ytenhet är en intressant faktor för att utvärdera projekten som helhet. Faktorn är ett relativt bra om än grovt mått på hur kostnadseffektiv en våtmark är ur naturvårdssynpunkt i odlingslandskapet. Kostnaden är inte helt avgörande för hur effektiv en våtmark är ur reningssynpunkt, men har ofta stor indirekt betydelse. I detta sammanhang är det endast anläggningskostnaden exklusive planering och projektering som redovisas.

Kostnadsberäkningarna har gjorts genom att summa totalkostnaderna och sedan dela denna summa med summan för totalytan (anläggningskostnad, kr/ha) respektive totalmängd kvävereduktion (reningskostnad, kr/kg). I reningssynpunkt har dessutom antagits en avskrivningstid om 20 år.

Resultat

Konstruktionstyp

Den absolut vanligaste våtmarkstypen både då och nu är grävda dammar (Tabell 2). Då stora delar av nordvästra Skåne är flackt faller det sig naturligt att många våtmarker måste anläggas helt genom grävning. Eftersom vattendrag och dräneringsledningarna oftast är belägna 1.3 m eller mer under markytan får dessa grävda dammar ett relativt enhetligt utseende, med en vattenspiegel som ligger långt under omgivande markområden. I de flesta fall har slänterna utformats så att släntlutningen är 1:3 eller flackare. Trots de relativt flacka strandzonerna ser dock dessa våtmarker konstgjorda ut till följd av att de är så djupt belägna i landskapet. Den här typen av dammar kommer troligen att anläggas även i framtiden i nordvästra Skåne. De ger nämligen möjlighet att bruka omgivande åkermark, samtidigt som de tar oss närmare målet om ökad kväveretention.

Den näst vanligaste typen av anlagda våtmarker är utförda genom en kombination av dämning och grävning (Tabell 2). Dessa våtmarker skiljer sig utseendemässigt från föregående typ genom att vattenytan är högre belägen i förhållande till omgivande mark och att de omges av vallar.

Omledning av vatten har blivit en allt vanligare våtmarksmetod på senare tid (Tabell 2). Dessa har konstruerats genom att ett mindre vattendrag har letts om till en lågpunkt, där en damm har grävts. En sådan typ av våtmark får en vattenspiegel som är belägen i nära anslutning till befintlig vattennivå utan att några vallar behöver konstrueras. Denna typ är estetiskt tilltalande för många och ofta relativt kostnadseffektiv att anlägga.

Att skapa våtmarker genom att enbart dämna är genomgående ovanligt. Däremot har *ytan* av dämmen, omledningar och kombinerade våtmarker i de senare projekten fått en klart dominerande roll. Detta har även fått till följd att medelytan för anlagda våtmarker har ökat markant, från 0.6 till 2.5 hektar.

Vattenförsörjning

Under den första perioden var dräneringsvatten den vanligaste typen av vattenförsörjning, men på senare tid har det istället blivit allt vanligare att utnyttja delar av vattendrag (Tabell 2). Detta sker via en pasströskel, vilket resulterar i att spegeldammar eller sidodammar anläggs.

Det finns också våtmarker som tar emot hela vattendrag, men de är få (Tabell 2). Anledningen till detta är flera. En viktig orsak är att sådana våtmarker är ett potentiellt hot mot vandringsfisk. Om ett lugnvattenparti, i form av en damm eller våtmark, anläggs i ett vatten-

drag, kan rovfisk såsom gädda gynnas. Gäddors predation på utvandrande öring kan nämligen vara betydande (Olsson 1998). Sommartid kan också vattentemperaturen bli förhöjd i ett sådant lugnvattenparti jämfört med i ett orört vattendrag, vilket skulle kunna inverka negativt på fiskfaunan nedströms. Dessa båda argument från fiskeentusiaster har generellt verkat hämmande på anläggning av våtmarker direkt i vattendrag. Argumenten skildrar dock bara en begränsad del av effekterna på fiskfaunan. Som en motvikt kan man exempelvis hävda att med rätt konstruktionslösningar fungerar våtmarker som flödesbuffertar i vattendragen, genom att mer vatten hålls kvar i avrinningsområdet för fisken under torrperioder. En generell förhöjning av vattentemperaturen sommartid kan också leda till högre fiskproduktion i vattendragen. Den viktigaste anledningen till att våtmarker inte försöks av hela vattendrag är dock att det tillgängliga våtmarksområdet är för litet i förhållande till avrinningsområdet uppströms. För att uppehållstiderna inte skall bli för korta genom våtmarken väljer man därför att begränsa tillflödet genom att exempelvis anlägga en sidodamm.

Slutligen finns det några anläggningar som har klassats som kombinationsvåtmarker (Tabell 2). Givetvis skulle många av de övriga anläggningarna också kunna klassificeras som kombinationsanläggningar ur vattenförsörjningssynpunkt. De flesta av sidodammarna, samt de som tar emot hela vattendrag, tillförs nämligen också dräneringsvatten. Anledningen till att de inte har hänförs till kombinationsanläggningar är att dräneringsvattnet i dessa fall bara är av marginell betydelse ur flödessynpunkt, enligt tidigare resonemang.

Flödesmönster

Tidigare utgjordes såväl inkommande som utgående vatten av ytvatten, men på senare tid är det nästan lika vanligt med horisontella flöden (Tabell 2). Flödesmönstret kan spela en stor roll ur reningsynpunkt. Temperaturskiktningar uppkommer nämligen lättare med ett ytvattenflöde och den verkliga uppehållstiden kan därmed bli kortare än den teoretiska. Risken för temperaturskiktning ökar dessutom med ökat vattendjup. I djupa våtmarker med ytvattenflöde kan flera graders temperaturskillnad uppstå mellan yta och botten (Ståhl-Delbanco och Persson 2005). Eftersom flertalet anläggningar är grävda har de ett förhållandevis stort medeldjup (0.9 m under period 1 och 1.3 m under period 2), vilket ökar risken för temperaturskiktning och därmed risken för försämrade reningsförmåga. Dock är det en övervägande del av våtmarksytan som numera har ett horisontellt flöde (Tabell 2), och risken för temperaturskiktningar och därmed sämre reningsförmåga har därmed minskat, trots ökat medeldjup.

Tabell 2. Antal våtmarker med tillhörande ystorlek anlagda under Period 1 (1991–1998) och Period 2 (1999–2002) indelade i konstruktionstyp, vattenförsörjningslag, flödesmönster, hydraulik och kvävebelastning.

Kriterier	Antal (st)		Totalyta (ha)		Medelyta (ha)	
	Period 1	Period 2	Period 1	Period 2	Period 1	Period 2
Konstruktionstyp						
Dämme	1	1	0.2	17	0.2	17
Omledning	1	4	0.2	7	0.2	2
Grävd	33	9	18	8	0.6	1
Kombination, grävd/dämme	9	2	7	8	1	4
Totalt/medel	44/	16/	25/	40/	/0.6	/2.5
Vattenförsörjning						
Dräneringsvatten	22	2	10	0.6	0.5	0.3
Helt vattendrag	6	3	4	10	1	3
Del av vattendrag (spegeldamm)	14	8	7	10	0.5	1
Flödeskombinationer	2	3	4	20	2	7
Flödesmönster						
Yrvattenflöde	42	9	25	7	0.6	1
Horisontellt flöde	2	7	1	33	0.4	5
Hydraulik						
Bra	21	11	13	16	0.6	1
Medel	14	1	7	1	0.5	1
Dålig	9	4	6	24	0.6	6
Kvävebelastning						
Låg	9	4	8	27	1	7
Medel	15	7	8	10	0.5	1
Hög	8	5	5	4	0.5	1
Mycket hög	12	0	6	–	0.5	–

Hydraulik

De flesta våtmarkerna har en bra hydraulik (Tabell 2). Samtidigt har det på senare tid skapats stora våtmarksytor med dålig hydraulik (Tabell 2), vilket hänger ihop med att stora våtmarksytor har skapats med hög flikighet för att gynna den biologiska mångfalden. Den dåliga hydrauliken kompenseras dock ofta av ett horisontellt flöde och flödesmönstret är således sammantaget bättre än tidigare (se ovan).

Kvävebelastning

Under den första perioden var det många våtmarker som antingen hade en *låg* kvävebelastning eller en *mycket hög* (Tabell 2). De *mycket högt* belastade våtmarkerna i dessa projekt tillhör denna klass för att de har hög *hydrologisk* belastning, vilket innebär uppehållstider (årsmedel) som är kortare än två dygn. Med nuvarande kunskapsnivå kan man konstatera att båda dessa klasser är tveksamma som kostnadseffektiva närsaltfällor, vilket skulle innebära att hälften av de gamla våtmarkerna, inte är optimala kvävefällor. De flesta av de *lågt* belastade våtmarkerna är däremot intressanta ur naturvårdssynpunkt,

vilket framgår av andra utvärderingar (Hansson 1995; Olsson & Stengård 2000). De *mycket högt* belastade våtmarkerna har däremot haft som huvudsyfte att fungera som effektiva närsaltfällor. Som tidigare nämnts är *högt* belastade våtmarker svåra att utvärdera ur reningssynpunkt (Persson 2000; Arheimer med flera 2002; Tonderski med flera 2002). Samtidigt tyder en del studier på att hög retention av framförallt fosfor och partiklar kan förekomma vid hög hydrologisk belastning (Braskerud 2001).

Andelen *medelhögt* och *högt* belastade våtmarker har dock ökat och extremtyperna minskat, vilket gör att senare våtmarksanläggningar borde vara mer effektiva som närsaltfällor.

Reningseffekt och kostnadseffektivitet

De anlagda våtmarkerna uppvisar stor variation, vad gäller såväl reningseffekt som anläggningskostnad. Reningskapaciteten är till exempel sämre i de äldre dammarna (2 % av belastningen reduceras i medeltal) jämfört med de nyare (8 % av belastningen reduceras i medeltal)

Tabell 3. *Renings effekter (medel, max och min) i våtmarker anlagda mellan 1991–1998 och 1999–2002.*

Belastningsklass	Kvävebelastning ton N/år		Kvävereduktion ton N/år		Kvävereduktion kg N/ha dammyta och år	
	1991–1998	1999–2002	1991–1998	1999–2002	1991–1998	1999–2002
Låg	5	6	1	2	343	103
Medel	37	35	3	3	667	494
Hög	101	49	5	2	1613	1355
Mycket hög	457	–	1	–	542	–
Total / medel (min–max)	600 / (<1–240)	90 / (<1–12)	11 / (<0.01–1.7)	7 / (0.05–0.9)	763 (90–2500)	272 (35–2300)

(Tabell 3). Samtidigt är de nyare mindre effektiva per ytenhet (Tabell 3). Detta beror främst på att den till ytan största våtmarken (Bulls Måse) tillhör den *lågbelastade* klassen och har därmed låg reningseffektivitet. Om denna våtmark utesluts ur jämförelsen ökar den genomsnittliga reningseffekten till 541 kg kväve per ha dammyta och år, vilket är mer jämförbart med kapaciteten hos de äldre våtmarkerna. Vidare har anläggningskostnaderna minskat med tiden (trots ökade schaktningkostnader), samtidigt som reningskostnaderna (kostnad per kg renat kväve med 20 års avskrivning) har ökat (Tabell 4). De avsevärt lägre anläggningskostnaderna på senare tid beror dock framförallt på det mycket stora och billiga dämnet (Bulls Måse). Om denna våtmark återigen utesluts ur jämförelsen blir anläggningskostnaden för den senare perioden istället 206 tkr/ha våtmark, vil-

ket är i paritet med kostnaden under den första perioden. Men, eftersom det i regel inte krävs större insatser för att projektera en stor anläggning än en liten, är totalkostnaden per våtmarksyta i praktiken lägre för den senare perioden.

Samtidigt har kostnadseffektiviteten ökat. Tidigare kunde kostnaden per kg renat kväve variera från 4 kronor till nästan 600 kronor, men senare tids anläggningar ger istället en kostnadsspridning på bara mellan 15 kronor och knappt 200 kronor (Tabell 4). Detta hör framförallt ihop med att man idag försöker etablera dämmen och kombinationsvåtmarker i så hög grad som möjligt och på så sätt undviker de höga grävkostnaderna.

Om man studerar materialet sammanslaget för de båda perioderna uppträder en genomsnittlig anläggningskostnad om 160 000 kr per hektar våtmarksyta (totalkostnad genom totalyta), med en reningskapacitet på 450 kg kväve per hektar dammyta och år (total mängd avskild kväve genom total dammyta), vilket skulle innebära en reningskostnad på 29 kr/kg kväve om avskrivningstiden är 20 år.

Tabell 4. *Medelkostnader för anläggnings- och schaktarbeten 1991–1998, respektive 1999–2002.*

	1991–1998	1999–2002
Anläggningskostnad (tkr/ha våtmark)		
medel	208	126
(min–max)	(64–3 400)	(15–750)
<i>Konstruktionstyp</i>		
dämme	607	15
omledning	108	209
grävd	232	308
kombination	142	152
<i>Belastningsklass</i>		
låg	118	56
medel	203	245
hög	355	299
mycket hög	214	–
Reningskostnad* (kr/kg kväve)	25	36
Min–max	(4–592)	(15–171)

* med 20 års avskrivningstid

Diskussion

Trots nämnda svårigheter när det gäller att utvärdera reningseffekter hos anlagda våtmarker har här gjorts ett försök som förhoppningsvis ger en mer rättvis bild än de schablonmässiga uppskattningar som ofta redovisas. Denna utvärdering baseras på egenskaper hos samtliga enskilda våtmarker, vilket innebär ett relativt stort material. Vidare bygger utvärderingen på de våtmarker som verkligen har anlagts och inte på optimala lösningar som sällan lämnar skrivbordet. Samtidigt måste en liten varning utfärdas. Beräkningarna av kväveavskiljning baseras visserligen på verkliga belastningsdata, men de har kombinerats med litteratordata, snarare än på uppmätta reningseffekter och de kan därför stundtals vara överskattade. Reningseffekter över 2 ton kväve per hektar dammyta och år är nämligen ovanliga i litteraturen, även

om de förekommer (till exempel Tonderski med flera 2002). I vår utvärdering är det dock endast några (5 %) av våtmarkerna som uppvisar så höga avskiljningstal, varvid överskattningen troligtvis är av mindre betydelse.

I litteraturen är det i stället vanligt att hitta uppgifter om avskiljningseffekter på 500 kg kväve per ha och år (till exempel Svensson med flera 2003). Vidare har Jordbruksverket föreslagit att dammar bör ha en genomsnittlig reningseffekt på 200 kg kväve per hektar dammyta och år. Då de flesta av våra dammar (40 %) har en genomsnittlig reningseffekt som håller sig inom detta intervall (250–500 kg kväve per hektar dammyta och år) är vi än mer övertygade om att våra antaganden är rimliga.

Våtmarkers kväveavskiljningsförmåga kan variera väldigt mycket och i litteraturen nämns anläggningskillnader på mellan 200–2000 kg kväve per hektar dammyta och år (Tonderski med flera 2002). Bland våtmarkerna i denna utvärdering har cirka 80 % en reningseffekt inom detta intervall. Även anläggningskostnaden kan variera mycket. Vi fann till exempel att det stora flertalet (80 %) kostade mellan 80 och 800 tkr per hektar våtmarksyta (8–363 kr per kg renat kväve, med 20 års avskrivningstid), vilket i snitt ger en anläggningskostnad på 160 tkr per ha våtmarksyta (29 kr per kg renat kväve, med 20 års avskrivningstid). Dessa siffror kan jämföras med konsultföretaget »Ekologgruppens» generella anläggningskostnader, som under 1990-talet varierade mellan 60 och 730 tkr per ha våtmark (Tonderski med flera 2002) samt med kostnader för LIP-anläggningar, som i snitt var 174 tkr per ha ersatt våtmarksyta (35 kr per kg renat kväve, med 20 års avskrivningstid) (Svensson med flera 2003). Som jämförelse kan nämnas att kväverening i traditionella reningsverk kostar cirka 50 kr per kg renat kväve (Dellien 1997), samtidigt som dessa anläggningar kräver kontinuerlig tillförsel av dyra kolkällor och av antropogent producerad energi (Tonderski med flera 2003).

I litteraturen påpekas ofta vikten av mer forskning för att få kunskap om hur våtmarker utformas för att bli bra närsaltfällor och för att gynna den biologiska mångfalden (bland annat Tonderski med flera 2002). Något som däremot sällan lyfts fram i våtmarkssammanhang är hur anläggningskostnaden kan minska. Att det är väl så viktigt att försöka förbättra kostnadseffektiviteten som reningseffekten framgår av redovisningen ovan. Genom att utnyttja rätt teknisk lösning i rätt sammanhang kan mycket pengar sparas. Detta kan till exempel ske genom att utnyttja topografin för att leda vatten i öppna kanaler till lågpunkter. Även vattenflöden med relativt dåligt fall kan dämmas, om man samtidigt anlägger avskärande dräneringar för att begränsa skador på omgivande marker. Vidare kan vallar och regleringsanordningar utnyttjas i översvämningsområden för att hålla kvar vatten under betydligt längre tid än översvämningens varaktig-

het. Dessa exempel visar på betydelsen av att tänka i ett brett perspektiv för att få ner anläggningskostnaden. Om inte mer resurser satsas på att förbättra tekniken så att anläggningskostnaden pressas är risken stor att standardlösningar väljs för att de inte kräver så mycket arbete i planerings- och projekteringsfasen. En väl utvecklad teknik innebär också att det nationella och regionala miljömålet »myllrande våtmarker» kan nås till en rimlig kostnad.

Ovanstående material skulle kunna användas som underlag för att ta fram att ta fram riktlinjer för anläggning av våtmarker. En rimlig lokal riktlinje skulle kunna vara att anläggningskostnaden bör understiga 200 000 kr per hektar våtmarksyta och att reningseffekten bör vara mer än 400 kg kväve per hektar dammyta och år. En sådan rekommendation bör dock inte följas slaviskt och framförallt inte vad gäller reningseffekten. Detta kan exemplifieras med att den största våtmarken, Bulls Måse (17 ha), har den lägsta kväveretentionen per ytenhet. Samtidigt är också anläggningskostnaden per ytenhet den lägsta. På grund av sin storlek och övriga goda egenskaper har denna våtmark sannolikt också högst potential för att hysa ett rikt växt- och djurliv, det vill säga mervärdet är stort. I sådana dämningssprojekt bör rekommendationen vara att försöka få så stor våtmarksyta som möjligt och inte att få en optimal kvävebelastning och kväveretention.

Slutsatser

Denna redovisning visar på skillnader mellan de första våtmarkerna som anlades under åren 1991–1998 jämfört med de som anlags senare (1999–2002), vilket sammantaget har inneburit bättre projekt med tiden:

- Våtmarkerna har blivit större
- Våtmarkerna har blivit kostnadseffektiva
- Våtmarkerna har fått bättre flödesmönster
- Extremt högbelastade våtmarker, där reningseffekten är osäker, anlägs inte längre

Reningseffekten per ytenhet har dock minskat, vilket kan förklaras med att den stora våtmarken Bulls Måse har en mycket låg belastning.

Det är givetvis svårt ange några säkra förklaringar till att våtmarksprojekten både har blivit billigare och bättre närsaltfällor med tiden. En viktig faktor är att kunskaperna har ökat bland oss som anlägger våtmarker. En annan betydelsefull faktor är att intresset för att anlägga våtmarker har ökat med tiden, vilket innebär att det finns flera bra objekt att välja bland. I början av 1990-talet fick i stort sett alla som var intresserade av att anlägga en våtmark den bekostad av kommunen eller av vattendragsförbundet. Idag görs prioriteringar, och i

första hand väljs objekt som har möjlighet att få EUs anläggningsstöd. På så sätt kan större och billigare våtmarker anläggas för samma våtmarksbudget som tidigare. Samma resonemang kan också föras för de våtmarker som anlagts via stöd från LIP. Denna sammanställning visar med andra ord att de ekonomiska styrmedel som införts kan ha haft en positiv effekt. Detta inte bara för att skapa ekonomiskt utrymme för att etablera våtmarker, utan också för att förbättra reningseffekten och kostnadseffektiviteten. En anledning till att de ekonomiska styrmedlen kan ha haft en sådan styrande effekt är att medlen varit begränsade och därmed ökat behovet av att nyttja dem mer effektivt.

Tillkännagivanden

Denna utvärdering har kunnat genomföras tack vare finansiering genom Rååns Vattendragsförbund och Miljökontoret i Helsingborgs stad. Vi tackar även vår tidigare kollega Linda Axelsson, för värdefull hjälp vid sammanställningen av datamaterialet. Lena Börjesson bidrog med språkgranskning av abstract.

Referenser

Arheimer, B., Wittgren, H. B. och Tonderski, K. S. 2002. *Kväveavskiljning i våtmarker: effektivitet och regionala skillnader*. K. Skogs- o. Lantbr. Akad. Tidskr. 141: 4.

Boström, L. (1997). *Våtmarksprojektet inom Rååns avrinningsområde, erfarenheter och sammanställning av anlagda våtmarker 1991–1997*. Helsingborg.

Braskerud, B. C. 2001. *Sedimentation in small constructed wetlands. Retention of particles, phosphorus and nitrogen in streams of arable watersheds*. Doctor scientiarum theses 2001:10. Agricultural University of Norway, ÅS, Norway. ISSN: 0802-3220.

Dellien, I. 1997. *Närsaltretention i en nyanlagd damm i Skåne. II. Dammars kostnadseffektivitet och potential för närsaltreduktion*. VATTEN 53: 179–182.

Dobak, R. 2000. *Redovisning av genomförda våtmarker inom lokalt investeringsprogram som ökar den ekologiska hållbarheten i sambället 1998–2000*. Helsingborgs Stad, Miljönämnden.

Hansson, C. *Inventering av markfaunan vid Tjutebro, före och efter våtmarksrestaurering*. Rååns Vattendragsförbund, Lund.

Olsson, I. 1998. *En våtmarks effekt på havöringsmolt (Salmo trutta L.)*. Lunds universitet.

Olsson, L. och Stengård, U. 2000. *Fågelinventering i anlagda våtmarker inom Rååns avrinningsområde 1996–1998*. Rååns Vattendragsförbund och Miljökontoret i Helsingborg.

Persson, P. 2000. *Närsaltreduktion i nyanlagda våtmarker inom ramen för lokalt investeringsprogram som ökar den ekologiska hållbarheten i sambället 1998–2000*. Helsingborgs Stad, Miljönämnden.

Persson, P., Axelsson, L. och Ståhl-Delbanco, A. manuskript. *Brister vid miljöövervakning maskerar miljöförbättringar – erfarenheter från Rååns avrinningsområde*. Miljökontoret i Helsingborg.

Persson, P. och Nihlén, C. 1998. *Vattenvård i Hasslarpsån. 1. Kunskapsammanställning med åtgärdsförslag*. Helsingborgs Stad, Miljönämnden och Byggnadsnämnden.

Ståhl-Delbanco, A. och Persson, P. 2005. *Djup- och flödesberoende närsaltsretention – en förstudie av Långeberga försöksdammar*. Miljökontoret, Helsingborg.

Tonderski, K., Weisner, S., Landin, J. och Oscarsson, H. 2002. *Våtmarksboken. Skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker*. VASTRA rapport 3. Västervik.

Tonderski, K. S., Svensson, J. M., Ekstam, B., Eriksson, P., Fleischer, S., Herrmann, J., Sahlén, G. och Weisner, S.E.B. 2003. *Våtmarker – Närsaltfällor och / eller myllrande mängfald?* Vatten 59: 259–270.

Wedding, B. 2002. *Näringsämnesreduktion i nyanlagda dammar. Aktuella resultat. Nr 2-2002. Höje å-projektet & Kävlingeå-projektet*. Ekologgruppen, Landskrona.