

Våtmarkers reningsförmåga

Metaller, Bakterier, Pesticider, Toxiska
substanser och Läkemedelsrester



Ekologgruppen i Landskrona AB
på uppdrag av
Segeåns Vattendragsförbund

April 2003

Våtmarkers reningsförmåga

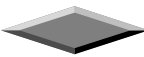
Metaller, Bakterier, Pesticider, Toxiska substanser och Läkemedelsrester

Rapporten är författad av Torbjörn Davidsson

Uppdragsgivare: Segeåns Vattendragsförbund

Omslagsbild: Damm vid Nygård, Svedala
Foto: Torbjörn Davidsson, Ekologgruppen

Landskrona i april 2003
EKOLOGGRUPPEN



Ekologgruppen i Landskrona AB
konsult inom natur- och miljövård

ADRESS: Järnvägsgatan 19 b
261 32 Landskrona
TELEFON: 0418-767 50

E-POST: mailbox@ekologgruppen.com
HEMSIDA: www.ekologgruppen.com
TELEFAX: 0418-103 10

Innehållsförteckning

	sidan
Sammanfattning	1
Inledning	1
Metaller	2
Vägdagvatten.....	3
Dagvatten	3
Avloppsvatten	4
Våtmarker i jordbrukslandskapet	4
Patogener	5
Våtmarker för avloppsvatten.....	6
Våtmarker i jordbrukslandskapet	6
Pesticider	7
Våtmarker i jordbrukslandskapet	7
Toxiska substanser	8
Organiska föreningar.....	8
Våtmarker i jordbrukslandskapet	9
Ammonium	9
Våtmarker för avloppsvatten.....	9
Våtmarker i jordbrukslandskapet	10
Läkemedel - Antibiotika, Medicin, Hormoner	10
Referenser	11
Internetskällor	12

Sammanfattning

Denna rapport är en kunskapssammanställning över dammar/våtmarkers förmåga att rena vatten från föroreningar av metaller, patogener (sjukdomsalstrare), pesticider (bekämpningsmedel), läkemedel samt andra giftiga ämnen såsom oljor, fetter, fenoler, och ammonium. Arbetet har utförts inom Segeå-projektets uppföljningsprogram, och har till syfte att ge mer argument för nyttan av våtmarker i detta och liknande projekt. Generellt gäller att våtmarker har en renande effekt på alla ovanstående grupper av ämnen, och ofta är den dokumenterade renings-effektiviteten anmärkningsvärt hög. Reningen sker antingen genom att ämnena bryts ned eller omvandlas, eller genom att de stannar i våtmarken och lagras i sedimentet. Metaller och bakteriers fastläggning i våtmarker har undersökts i relativt stor omfattning, medan kännedomen om övriga ämnen är mer begränsad.

Metaller är grundämnen och genomgår ingen nedbrytning. Reningen är därför beroende av upptag i vegetation och inbindning till partiklar, följt av fastläggning i sediment. Fastläggningen har visat sig vara effektiv i dammar som mottar dagvatten från vägar och stadsmiljöer. Effektiviteten är beroende av inloppskoncentrationer, hydrologiska förhållanden och dammarnas storlek. Följden av fastläggningen är att metallerna lagras i sedimentet, vilket bör beaktas då dammen rensas. Höga koncentrationer i vatten och sediment kan också vara giftiga för växt och djurliv.

Dammar och våtmarker kan vara effektiva för rening av patogener (sjukdomsalstrare), fr a bakterier och virus. Detta beror på att miljön utanför värdorganismen vad gäller t ex temperatur, ljus och kemi är ogynnsam. Våtmarker som anläggs i anslutning till avloppsreningsverk har uppvisat mycket goda reningsegenskaper. Retentionen är dock beroende av inloppskoncentrationerna av patogenerna. Om våtmarken är öppen för djurliv kan det ske en produktion av bakterier och virus, dvs koncentrationerna i utloppsvattnet är högre än i inloppsvattnet.

Våtmarkers förmåga att tillbakahålla bekämpningsmedel är lite studerat. Resultat från Norge tyder på att en rening sker i våtmarken. Liksom för andra organiska ämnen sker omvandling och fastläggning i våtmarker genom bakteriell, kemisk eller fotokemisk nedbrytning. Exempelvis har rening av vatten innehållande petrokemiska föreningar visat sig effektiv i våtmarker. Hur läkemedel omvandlas och tillbakahålls i våtmarker har ej studerats. Troligt är att mekanismerna är samma som för andra komplexa organiska ämnen.

Ammonium, som vid hög temperatur och pH kan omvandlas till toxiskt ammoniak, kan i en våtmark omvandlas till nitrat eller direkt tas upp av växtlighet. Eftersom våtmarker även kan producera ammonium är retentionen starkt beroende av inflödeskoncentrationerna.

Inledning

Vi vet idag att dammar och våtmarker anlagda på strategiska platser i jordbrukslandskapet har en god förmåga att tillbakahålla och omvandla kväve, fosfor och partiklar (Persson 1996, Ekologgruppen 2001b, Tonderski m fl 2002). Idag anläggs dammar i fr a västra Skåne och Halland med just det syftet, och i den mån dokumentation finns, visar den på att damm/våtmarksanläggning är ett sätt att minska belastningen av dessa ämnen på nedströms liggande akvatiska miljöer. Våtmarker har dock en renande effekt på ytterligare en lång rad oönskade ämnen som transporteras i våra vattendrag. Detta har man tagit fasta på och utnyttjat våtmarker/dammar för reningsändamål vad gäller dagvatten, vägdagvatten, behandlat avloppsvatten och förorenat vatten från industrier. Avgränsningen av dessa anläggningar mot

våtmarker/dammar som anläggs för att primärt rena vatten i jordbrukslandskapet är ej skarp. Exempelvis anläggs dagvattendammar i jordbrukslandskapet inom Segeå- Höje- Kävlingeå-, och Saxå-projekten, och reningen verkar på vatten med vitt skiftande andel belastning av avrinning från åkrar och dagvatten.

Denna rapport är en kunskapssammanställning över dammar/våtmarkers förmåga att rena vatten från andra ämnen än kväve, fosfor och partiklar. De behandlade föroreningarna är metaller, patogener (sjukdomsalstrare), pesticider (bekämpningsmedel), andra giftiga ämnen såsom oljor, fetter, fenoler, ammonium i egenskap av toxiskt och syreförbrukande ämne samt läkemedel. Metaller och bakteriers fastläggning i våtmarker har undersökts i relativt stor omfattning, medan kännedomen om övriga ämnen är liten. Litteraturen behandlar i första hand våtmarker som anlagts för att behandla dagvatten, vägdagvatten och avloppsvatten som genomgått mekanisk, biologisk och kemisk rening.

Arbetet har utförts inom Segeå-projektets uppföljningsprogram, och har till syfte att ge mer argument för nyttan av våtmarker i detta och liknande projekt.

Metaller

Metallers giftighet beror på bl a koncentration och vilken kemisk form de förekommer i. Många metaller är sk essentiella för organismer och behövs således i låga koncentrationer. I höga koncentrationer däremot är många metaller toxiska (Naturvårdsverket 1993). De giftigaste metallerna som har använts i betydande mängder i samhället är kvicksilver, bly och kadmium. Dessa skall enligt riksdagsbeslut avvecklas ur samhället, men sprids fortfarande och finns kvar i mark, sediment eller avloppsrör efter gamla utsläpp (Naturvårdsverket 2002). Förutom kvicksilver, bly och kadmium, finner man i litteraturen även oro över förhöjda halter av fr a zink, koppar, nickel, krom och aluminium.

Föroreningskällorna för metaller är många, och ofta relaterade till stadsmiljö, industriell aktivitet och trafik (Naturvårdsverket 2002). Föroreningar som transporteras med luft ger en utspädd/diffus påverkan på miljön medan punktutsläpp ger en kraftig lokal påverkan t ex på akvatiska system. För vägtrafik sker utsläpp bland annat från bilavgaser, korrosion av fordon, slitage av däck och bromsbelägg samt slitage av vägar. De fordonsrelaterade ämnena sprids längs vägar där de antingen leds bort i dagvattenledningar eller diken till en recipient, eller läggs fast i marken. Även bilvättar leder till metallutsläpp till dagvatten. Metalltytor på byggnader t ex tak, fasader och stolpar orsakar metallutsläpp, dels genom korrosion, dels genom mekanisk påverkan. Det är framför allt koppar och zink som används utomhus, och föroreningarna leds bort i stadens dagvattenssystem. Vattenledningsrör är en källa till utsläpp av koppar. Läckage från deponier från gruvdrift kan lokalt ge stora utsläpp av surt och metallhaltigt vatten (Naturvårdsverket 2002). Spårkoncentrationer av kadmium har visats förekomma i handelsgödsel och utgör förmodligen en stor andel av tillförseln till åkermark (Naturvårdsverket 1987). Förutsatt att inga lokala punktutsläpp förekommer, kan metallhalterna i jordbrukslandskapet förväntas vara låga (Naturvårdsverket 2002).

Mekanismerna för metallers fastläggning i våtmarker är många och komplexa. Matagi m fl (1998) och Gambrell (1994) ger genomgångar av de viktigaste processerna. Metaller i löst form kan i ett stort antal biokemiska/kemiska och fysikaliska processer binda till suspenderat material, levande och dött organiskt material och stora organiska molekyler t ex humus- och fulvus-syror. Via flera processer adsorberas metaller till partiklar/stora molekyler, som vid de pH och redox-förhållanden som förekommer i våtmarker, kan bilda flockar och sedimentera. Gambrell (1994) fastslår att bildning av metallsulfider och inbindning till humusmaterial följt av sedimentation, är viktiga processer i metallers fastläggning i våtmarker. Om de reducerade

förhållanden är stabila och pH ligger runt neutralt kan fastläggningen av metaller i sediment vara relativt permanent. Detta förutsatt att sedimentet inte spolats ut vid högfloodesperioder.

Metaller som transporteras i partikelbunden form fastläggs i våtmarken genom sedimentation. I avrinning från motorvägar anger Mungur m fl (1995) att bly främst transporteras partikelbundet medan kadmium främst transporteras i löst form, och koppar och zink intar en mellanställning och kan transporteras i såväl löst som partikulär form. Koppar binds enligt Shutes m fl (2001) till organiskt material i jord och sediment, vilket också visats av Obraska-Pempkowiak (2001) i en undersökning av ett våtmarkssystem för avloppsvatten. Även i denna undersökning var bly främst partikelbundet och hamnade i sedimentet (Obraska-Pempkowiak 2001). Bly uppvisade därmed fastläggningsbeteende som liknar suspenderat material med relativt höga retentions-siffror.

En annan process som leder till metallretention är växt/mikrobiellt upptag i biomassa och adsorption på ytor av rötter. Scholes m fl (1999) påvisar en kraftig säsongsvariation av metallkoncentration i levande växtmaterial. Qian m fl (1999) visar på en kraftig variation i upptag av metaller i olika våtmarksväxter. En pilört – *Polygonum hydropiperoides* uppvisade såväl högt upptag som höga koncentrationer av metaller i vävnaden. Generellt var koncentrationerna i rötterna flera gånger högre än i skott.

Resultatet av alla processerna är att metallerna i en mer eller mindre löslig form hamnar i sediment, levande och död växtlighet och djur i våtmarken. Då organismerna dör kommer metaller som bundits in i biomassa att frisläppas alternativt sedimentera med det icke nedbrutna organiska materialet. Mungur m fl (1995) undersökte både sediment och levande biomassa av övervattensväxter med avseende på kadmium, koppar, järn och zink och fann att sedimentets innehåll var högre. Underjordisk biomassa hade högre halter än överjordisk. Obraska-Pempkowiak (2001) fastslog att i ett våtmarkssystem för avloppsvatten var sorption (bindning) till sedimentet viktigare än upptag i biomassa, något som också fastslås av Debusk m fl (1996) i laboratorieexperiment.

Vägdagvatten

Scholes m fl (1999) undersökte våtmarkers förmåga att fastlägga metaller i avrinningsvatten från en motorväg (tabell 1). Den procentuella fastläggningen var beroende av metallbelastningen och var som högst vid kraftiga regnväder. Vid lågvattenflöde var retentionen mycket varierande, något som också konstateras av Shutes m fl (2001, tabell 1). Anledning till detta är att inflödes-koncentrationerna var mycket låga. Vid högvattenflöde var däremot retentionssiffrorna höga för alla metaller som analyserats utom koppar. Möjligtvis kan detta bero på frisläppande av koppar från organiskt material under nedbrytning. Att den procentuella retentionen är beroende av belastning visas i ett laboratorieexperiment av Mungur m fl (1997) där koncentrationen av koppar bly och zink i inflödande vatten varierades. Högst retention, både i absolut mängd och i relation till halten i inflödet, erhöles när metallkoncentrationerna var höga (tabell 1).

Dagvatten

Pettersson (1999) har studerat hur zink, koppar och bly fastläggs i dagvattendammar i Göteborgstrakten. Studien visar på samband mellan hydrologisk belastning och metallretention som överensstämmer med observationer för kväve och fosforretention. En lägre hydrologisk belastning (våtmarksyta 2,6 % av tillrinningsområdet) gav högre procentuell fastläggning (tabell 2).

Tabell 1. Procentuell retention av metaller i dammar. Exempel från olika belastningar. Negativa siffror indikerar att utloppskoncentrationen var högre än inloppskoncentrationen

	Scholes m fl 1999 Dagvattendammar vid motorväg		Shutes m fl 2001 Dagvattendammar Vid motorväg			Obarska-Pempkowiak 2001 Damm vid reningsverk	Mungur m fl 1997 Lab
	Plats 1 Regnperiod	Plats 2 Regnperiod	Torr- period	Regn- period 1	Regn- period 2	Höga inflödes-halter	Tillsats av metall
Zn	71	-36	29,2	66,2	59,7		90,4
Cd	72	20	8,2	90,3	99,4	92,3	
Pb	69	40	-0,1	97,9	97,6	87,8	95,3
Cu	66	36	-75,2	-97,1	-88,4	89,4	91,8
Ni	34	34	51,7	77,5	84,8		
Cr	81	38	-337,5	48,5	24,2		

Tabell 2. Retention i % av zink bly och koppar i dagvattendammar med olika hydrologisk belastning. Från Pettersson, 1999. D.Y.=dammyta, T.O.=tillrinningsområde. Lägst hydrologisk belastning till vänster.

	D.Y.=7,3 % av T.O.	D.Y.=2,6 % av T.O.	D.Y.=2,0 % av T.O.	D.Y.=1,2 % av T.O.	D.Y.=0,4 % av T.O.
Zn		75	36	63	31
Pb	90	82	47	64	48
Cu	75	75	18	26	30

Vi hög belastning (våtmarksyta 0,4 % av tillrinningsområdet) erhöles 30 – 50 % fastläggning. En lägre belastning, dvs våtmarksyta större än 2,6 % av tillrinningsområdet, gav endast marginella öknings av metallfastläggningen.

I Vallås i Halmstad har mätningar skett i ett dagvattensystem bestående av två dammar som anlagts 1990 och 1993. Fastläggningen av kadmium, arsenik, nickel, krom, koppar, bly och zink låg mellan 43 och 86 % (Svensson m fl, under tryckning). Koppar och kadmiumhalterna i vatt-net som passerar magasinet reducerades från ”höga” till ”måttligt höga” enligt Natur-vårdsverkets (1999) klassificering. Även sedimentets metallhalter i Vallåsdammen har under-sökts. Samtliga halter för metaller som ingår i Naturvårdsverkets (1999) bedömningsgrunder klassificerades som ”Måttligt höga halter” utom de för kvicksilver som klassificeras som ”Låga halter”.

Avloppsvatten

Från Magle våtmark i Hässleholm som tar emot behandlat avloppsvatten, rapporteras låga metallhalter till och från våtmarken – ofta ej mätbara (Hässleholms Kommun 2000). Under 1999 hade endast koppar av tungmetallerna mätbara halter, och dessa minskade i medeltal från 6 till 3 µg /l. En särställning utgör gruv- och annan metallindustri vilka står för de största punktkällorna för metallutsläpp, med mycket höga koncentrationer av metaller i kombination med lågt pH (Kadlec och Knight. 1996). I detta sammanhang har man sedan länge uppmärksammat våtmarker för rening, utspädning och fördröjning av lakvatten.

Våtmarker i jordbrukslandskapet

Våtmarker i jordbrukslandskapet förväntas ha en låg belastning av metaller jämfört med dagvattenmagasinen som redovisats ovan, såvida våtmarkerna inte ligger nedströms ett dagvattenutsläpp, eller någon punktkälla. Halterna av metaller i jordbrukslandskapets vatten är

generellt betydligt lägre jämfört med ovannämnda undersökningar. I vattenvårdsprojekten som pågår i västra Skåne är merparten av våtmarkerna lokaliserade ute i jordbrukslandskapet, och metallbelastningen därmed liten. I Höje å har halterna för de mätta metallerna (krom, nickel, koppar, zink, bly och kadmium) klassats som mycket låga till låga (Ekologgruppen 2002). Detta gäller även för lokalen nedströms Lunds reningsverk. Jämfört med koncentrationer vid högflödessituationer för dagvatten från en motorväg i London redovisade av Mungur m fl (1995), ligger halterna på betydligt lägre i Höjeå-vattnet. Halterna redovisade för Höje å 2001 för bly ligger 0,4 %, för zink 0,2 %, för koppar 0,7 % och för kadmium på 0,01 % av halterna i vägdagvatten rapporterade av Mungur m fl (1995). Naturvårdsverket (1993) och SLU (2002) redovisar halter liknande de för Höje å, för vattendrag som mynnar i Västerhavet - Rönne å, Råån och Kävlingeån.

Så länge sediment ackumuleras i en våtmark kan man med ganska stort fog också konstatera att också metaller fastläggs. Våtmarker med sediment innehållande mycket organiskt material kan binda mer metaller. Våtmarker belastade med näringsämnen, suspenderat material och partiklar, och som därmed har hög sedimentation, kan därför också förväntas fungera som goda metallfällor. För dammar och våtmarker placerade där belastning av metaller är stor kan fastläggningen ha stor betydelse för påverkan av nedströms liggande akvatiska system. Som behandling av dagvatten från städer och vägar fungerar dammar och våtmarker som goda metallfällor. Betydelsen av metallfastläggningen minskar givetvis i områden där transporten av metaller är liten.

I sammanhanget bör nämnas att livet i våtmarken kan påverkas negativt då det exponeras för ohälsosamma metallkoncentrationer. Biotillgängligheten är dock generellt låg med de höga pH-värden normala för skånska naturvatten (Naturvårdsverket 1999). I motsats till organiska ämnen som bryts ned, försvinner inte metallerna i våtmarken. Redox-förhållanden ändras, metaller kan komplexbindas, och därigenom kan toxiciteten minska, men metallerna finns ändå kvar i våtmarken. Organismer som exponerats och ackumulerat metaller kan föra dessa vidare i näringskedjan. Detta bör man vara medveten då våtmarker anläggs eller befintliga våtmarker tas i anspråk för rening av metallhaltigt vatten. Dessutom bör man ha en plan för hur man skall undersöka och hantera eventuellt metallhaltigt sediment när våtmarken rensas.

Patogener

Patogener är sjukdomsalstrande organismer, fr a bakterier och virus men även protozoer, svampar och parasitiska maskar räknas hit (Kadlec och Knight 1996). Våtmarkers inverkan på patogener har i första hand diskuterats när det gäller behandling och efterpolering av avloppsvatten. Traditionell desinficering med klor, ozon eller UV-behandling kan ersättas eller kompletteras med efterbehandling i våtmarker. Kadlec och Knight (1996) redovisar ett antal tillämpningar från USA, där man konstaterar att våtmarkslösningar är väl så effektiva som konventionell avloppsreningsteknik när det gäller att reducera bakterier och virus. Pga svårigheten att mäta specifika bakterier och virus, görs i vattenkvalitetsmätningar oftast uppskattningar av indikatororganismer fr a av bakteriegrupperna *E. Coli* och fekala streptokocker. Dessa mätningar ligger till grund för bedömning av vattnets innehåll av patogener. Detta gäller även för de funna undersökningarna om patogenretention i våtmarker.

Bakterier utgör som organismtyp en division som innefattar en mängd olika grupper som förekommer i stor omfattning i alla naturliga miljöer där liv kan existera. De bakterier som behandlas i detta stycke är patogena (sjukdomsalstrande) bakterier. *E. Coli* och fekala streptokocker finns i alla våtmarker som är öppna för djurliv. Utloppskoncentrationerna kan där aldrig vara noll, och retentionseffektiviteten blir starkt beroende av inflödet av bakterier. Kadlec och Knight (1996) redovisar retentionssiffror som i normalfallet ligger mellan 90 och 99,9 %. Dessa

siffror representerar våtmarker med hög belastning av bakterier. Det finns även våtmarker där det finns en nettoproduktion av bakterier och dessa karakteriseras av att belastningen är låg, och att våtmarken hyser djurliv. Mekanismen bakom försvinnandet i våtmarken är att bakterierna dör pga ogynnsamma omgivningsförhållandena utanför värdjuret (temperatur, kemi, ljus, predation och sedimentation, Kadlec och Knight 1996). Lång uppehållstid och förekomsten av ytförstorande strukturer i våtmarken verkar öka fastläggningen. Bakterier innefattar många fler grupper än patogener, av vilka flera är oerhört betydelsefulla för näringsomsättning i naturliga miljöer. Exempelvis utförs ett flertal nedbrytningsprocesser och ämnesomvandlingar av bakterier.

Eftersom **virus** är dyrare och svårare att mäta, vet man inte lika mycket om hur de påverkas i våtmarker. De mätningar som gjorts tyder på en effektiv minskning av virus förutsatt att vattnets uppehållstid i våtmarken är tillräcklig. Liksom för bakterier är den procentuella retentionen beroende av belastning och produktion i våtmarken. Man skall dock komma ihåg att för potenta virus krävs kanske mindre än 10 viruspartiklar för att de skall ge upphov till en infektion. Virusretention verkade enligt Kadlec och Knight (1996) vara kopplat till retention av partiklar.

Våtmarker för avloppsvatten

Från svenska våtmarksanläggningar i anslutning till reningsverk finns flera undersökningsresultat. Magle våtmark i Hässleholm har anlagts som ett alternativ till att bygga ut reningsverket med ett kväveringssteg och tar emot behandlat avloppsvatten (Hässleholms Kommun 2000). Från 1995 – 1999 rapporteras retentionssiffror på *E. Coli* mellan 90 och 99 % och fekala streptokocker mellan 70 och 95 %. Från Oxelösund våtmark som mottar mekaniskt och kemiskt renat vatten från Oxelösunds avloppsreningsverk rapporteras en lika god (>95 %) avskiljning av *E. coli* och fekala streptokocker (Andersson m fl 2000). Här har man även mätt på Clostridier och kolifager (virus på *E. coli*), vilka uppvisar en något lägre avskiljningsgrad men generellt högre än 90 %. Man har vid Oxelösunds våtmark även undersökt grisar, nötkreatur och rådjur som haft våtmarken som dricksvattenkälla, utan att finna någon hälso-påverkan. Ekeby våtmark i Eskilstuna är det tredje exemplet på en storskalig våtmarksanläggning för behandling av avloppsvatten (Linde 2002). Denna våtmark visar upp liknande avskiljningssiffror på koliformer, *E. Coli* och fekala streptokocker, som de två föregående. Koncentrationerna i vattnet som lämnar våtmarken skiljer sig ej väsentligt från nivåerna i recipienten Eskilstuna-ån. Från Spanien rapporteras undersökningar från ett våtmarkssystem som behandlar avloppsvatten bestående av en damm följt av vegetationstäckta våtmarker (Gonzales m fl 2001). Dammen avskiljde i denna studie 71 % av fekala koliformer medan vattnet efter de vegetationstäckta våtmarkerna var till 99 % renat.

Våtmarker i jordbrukslandskapet

Våtmarker anlagda i jordbrukslandskap med belastning från diffusa källor, kan förväntas ha ett lågt eller måttligt inflöde av virus och patogena bakterier, och eftersom inloppskoncentrationerna är låga blir retentionen liten. Om våtmarken hyser mycket vilda djur eller om tamboskap betar stränderna kan koncentrationerna av bakterier och virus mycket väl vara högre i vattnet som rinner ut från våtmarken än det som rinner in. Många vattendrag är dock belastade med utsläpp från djurhållning, enskilda avlopp och reningsverk. I många recipientkontrollprogram ingår idag inga bakteriemätningar. Mätningar redovisade i kontrollprogram för Saxån-Braån (Länsstyrelsen i Malmöhus Län 1986) och Rönne Å (Ekologgruppen 1995, 1997) visar att bakteriehalterna ofta klassas som otjänliga för såväl dricksvatten som badvatten. Våtmarker som ligger nedströms reningsverk eller gårdar/markar med enskilda avlopp och stora djurbesättningar kan därmed förväntas leda till en avsevärd minskning av vattnets innehåll av fekala bakterier och andra patogener.

Råbytorpsdammen i Höjeåns vattensystem belastas av ett dike som bl a mottar vatten från en svinfarm. Mellan maj och december 1995 mättes *E. coli* och fekala streptokocker i in- och utlopp vid 5 tillfällen. *E. coli* reducerades till mellan 75 och 99,5 %, som mest från >1600 till 8 bakterier/100ml. För fekala streptokocker var reningen över 95 %. Inflödande vatten bedömdes som strandbadvatten till tjänligt med anmärkning vid två tillfällen och som otjänligt vid tre tillfällen. Utflödande vatten kategoriserades som tjänligt vid tre tillfällen och som tjänligt med anmärkning vid två. Vid två tillfällen ändrades bakteriehalten från otjänligt till tjänligt vid passagen genom dammen (Dellien och Wedding 1997).

Coyne m fl (1998) rapporterar om försök där buffertzoner anlagts för att skydda vattendrag från fekala bakterier i ytavrinning från ett fält där man spridit gödsel från broileruppfödning. Buffertzonen utgjordes av ca 5 – 10 m gräsbevuxna remsor. Resultaten tyder på hög retention av fekala koliformer och fekala streptokocker, men där finns också tillfällen där buffertzonen släpper ut mer än den tar emot. Även i detta fall handlar det om belastning med höga koncentrationer av fekala bakterier, och resultaten var i hög grad beroende av avrinningen och regnets intensitet.

Pesticider

Pesticider (bekämpningsmedel) är ju ett samlingsnamn för ett stort antal ämnen som är framtagna för att slå mot enskilda organismgrupper t ex insekter, nematoder, svampar, bakterier, vissa växtgrupper etc. ”Gamla pesticider” t ex DDT är mycket motståndskraftiga mot nedbrytning medan andra omvandlas snabbare. Pesticider är oftast organiska ämnen, i likhet med petrokemiska ämnen och läkemedel vilka behandlas nedan. Den ideala pesticiden är bara verksam på den plats och vid den tidpunkt behovet finns. Trots att utvecklingen har gått mot bättre designade och mer specifika pesticider finns ofta spår av bekämpningsmedel i vattenmiljöer i jordbrukslandskapet t ex i Saxån i västra Skåne (Ekologgruppen 2001).

Våtmarker kan fungera som fällor för bekämpningsmedelsrester. I en våtmark kan dessa ämnen omvandlas eller fastläggas genom mikrobiell nedbrytning, volatilisering (förångning), fotokemisk oxidation, adsorbering till partiklar och stora molekyler, upptag i levande organismer och sedimentation. (Reddy och d’Angelo 1997, Braskerud och Haarstad 2002). Miljöerna i en våtmark med hög produktion av organiskt material och hög sedimentationshastighet gör att betingelserna för fastläggning av organiska föreningar goda. Nedbrytningen kan dessutom ske under både aeroba och anaeroba dvs oxiderade och reducerade förhållanden. Under oxiderade förhållanden bryts kolväten ner till koldioxid och vatten och i de reducerade miljöerna på botten sker metanbildning där de organiska molekylerna fermenteras till metan – metanogenes (Reddy och d’Angelo 1997).

Våtmarker i jordbrukslandskapet

I Norge har studier över våtmarkers förmåga att fastlägga/omvandla pesticider genomförts av Braskerud och Haarstad (2001, 2002). Pesticiderna spreds i våtmarkens tillrinningsområde varpå in och utflöde i våtmarken registrerades. Kemikalierna spreds över ett 1000 m² tillrinningsområde men mängderna motsvarade normal giva till 7000 till 30 000 m². Försöket pågick i två år och retentionssiffror på upp till 67 % uppmättes första året (tabell 3). Andra året minskade belastningen på våtmarken (trots upprepad spridning) och retentionssiffrorna var generellt lägre, tom negativa för något ämne. I övrigt finns lite litteratur över ämnet. Såväl Chung m fl (1995) som Anderson m fl (2001) konstaterar att atrazin (ett numera i Sverige förbjudet ogräs-bekämpningsmedel) bryts ned i våtmarker.

Halter av bekämpningsmedel har mätts i Saxån/Braån mellan 1988 och 2001 (Ekologgruppen 2001). Här har man gjort fynd av 19 olika ämnen i detekterbara halter och spår av ytterligare 12. I en serie på 9 provtagningar under 2000/2001 gjordes fynd av 13 substanser ingående i ogräsbekämpningsmedel, ett i insektsbekämpningsmedel och 3 nedbrytningsprodukter. Tre av dessa ingår även i Braskerud och Haarstads (2001, 2002) undersökning. Halterna ligger normalt inom liknande intervall, med undantag av några tillfällen då halterna i de norska experimenten var betydligt högre. Det är således troligt att våtmarker i Saxån/Braåns vattensystem belastas med liknande koncentrationer som i Braskerud och Haarstads (2001, 2002) experiment.

Tabell 3. Uppmätt inflöde och retention av 13 pesticider i en norsk våtmark som mottagit pesticidhaltigt dräneringsvatten från åkermark. Från Braskerud och Haarstad 2002.

	2000		2001	
	Input (g)	Retention (%)	Input (g)	Retention (%)
Propachlor	60,0	67	3,5	14
Metribuzin	28,2	40	0,2	19
Linuron	22,9	30	7,2	3
Metamitron	124,4	58	2,8	7
Metalaxyl	140,9	41	6,5	-11
Propiconazole	11,0	25	13,2	13
Fenpropimorph	1,9	36	5,1	10
Mecoprop			30,9	23
Dicamba			13,7	3
MCPA			12,7	27
Dichloroprop			0,3	35
Bentazone			16,5	2
Fluroxypyr			2,1	-2

I likhet med vad som konstaterats vad för andra toxiska ämnen finns ett potentiellt hot i påverkan på biologin i våtmarken. Ämnen ”designade” att slå mot vissa organismgrupper påverkar givetvis dessa grupper i våtmarksbiotopen, vilket torde kunna leda till påverkan på födovävar och dominansförhållanden mellan djurplankton, alger, enhjärtbladiga och tvåhjärtbladiga växter (Wendt-Rasch 2003).

Toxiska substanser

Organiska föreningar

Organiska ämnen som oljor, fetter och fenoler (även bekämpnings- och läkemedelsrester vilka behandlas på annan plats) kan i en våtmark omvandlas eller fastläggas genom de processer som redovisats ovan (mikrobiell nedbrytning, volatilisering (förångning), fotokemisk oxidation, adsorbering till partiklar och stora molekyler och sedimentation. Organiska föreningar kan vara toxiska mot biologin i våtmarker vid höga koncentrationer. Knight m fl (1999) menar dock att många kolväten är naturliga, nedbrytbara och ej toxiska i små doser.

Exemplen där våtmarker använts med huvudsyfte att rena vatten förorenat av organiska ämnen kommer från USA, och gäller i första hand våtmarker som är anlagda i direkt anslutning till förorenande anläggningar, och därmed hårt belastade av dessa föroreningar (Kadlec och Knight 1996). För olja, fetter, fenoler uppvisar dessa våtmarker höga reningseffekter.

Knight m fl (1999) redovisar mätvärden från 7 våtmarker anlagda i anslutning till petrokemisk industri. Oavsett om man mätte reningseffekten som minskning i biologisk syreförbrukning (BOD), kemisk syreförbrukning (COD) eller direkt på oljor/fetter och fenoler var reningseffekten hög (mellan 50 och 98 % med något undantag).

Våtmarker i jordbrukslandskapet

I våtmarker anlagda i jordbrukslandskap, med belastning från diffusa källor, är exponeringen av organiska ämnen vanligtvis låg, och betydelsen av reningen av dessa föreningar därmed kvantitativt obetydlig. En viss positiv effekt kan givetvis förväntas i våtmarker anlagda i anslutning förening, t ex vid vägar eller nedströms reningsverk.

Ammonium

Förutom att vara ett näringsämne som leder till eutrofiering av akvatiska miljöer, kan ammonium även vara akut toxiskt för organismer. Ammonium är den reducerade formen av kväve, men i vattendrag är den oxiderade formen nitrat den dominerande. Ammonium verkar toxiskt på två sätt. Då syre finns närvarande oxideras ammonium till nitrat vid nitrifikation. Denna process konsumerar därmed syre och ett ammoniumutsläpp i en akvatisk miljö kan leda till att syrehalterna faller drastiskt, till nackdel för vattenlevande djur. Vid hög temperatur och höga pH-värden förskjuts balansen från ammonium till ammoniak, vilket är toxiskt (koncentration större än 0,2 mg NH₃-N/l). Detta kan ske i akvatiska miljöer då det är varmt och primärproduktionen leder till högt pH. Vid pH 7 och 25 °C föreligger 0,6 % som ammoniak och resten som ammonium, vid pH 9,5 och 30 °C föreligger 72 % som ammoniak (Kadlec och Knight 1996).

Ammonium kan både produceras och konsumeras i en våtmark och detta beror på syreförhållandena. Ammonium produceras vid nedbrytning av organiskt material - ammonifikation. Ammonium konsumeras både genom upptag i växter och via nitrifikation (bakteriell omvandling av ammonium till nitrat). Dessutom kan ammonium som nämnts ovan vid höga temperaturer och högt pH, övergå till ammoniak och volatiliserar (övergå i gasfas) och på så sätt lämna våtmarken (se ovan). Gasavgången beror på ett jämviktsförhållande och för att denna skall vara betydande måste koncentrationen i vattnet vara hög, vilket inte är önskvärt sett till våtmarkens biologi.

I naturliga akvatiska system balanserar ammonifikation och nitrifikation varandra, och i rinnande vatten i jordbrukslandskapet i västra Skåne överstiger ammoniumhalterna naturligt sällan 0,2 mg NH₄-N/l, förutom nedströms avloppsreningsverk och punktkällor (t ex Ekologgruppen 2002, Scandiaconsult 1999, Scandiaconsult 2001).

Våtmarker för avloppsvatten

I avloppsvatten är ammonium den dominerande fraktionen. Många reningsverk har därför infört luftning av vattnet innan det släpps ut till recipienten för att möjliggöra en oxidation av ammoniet till nitrat. Detta sker numera ofta innan ett fjärde reningssteg där nitraten omvandlas till kvävgas (denitrifikation). Våtmarker med en signifikant belastning av ammonium har uppvisat goda reningseffekter (Kadlec 1996), men resultaten är inte lika entydiga som för andra kvävefraktioner (t ex nitrat). I Magle våtmark som mottar behandlat avloppsvatten från Hässleholms reningsverk var årsmedelvärdet 2001 för ammoniumkoncentrationerna i inflödande vatten 5,0 mg NH₄-N/l medan utflödande vatten låg på 4,0 mg NH₄-N/l (Hässelholms Kommun 2001). Under 7 av årets månader skedde en retention av ammonium vilket var extra tydligt de

tre månader halterna var högst (9 - 18 mg NH₄-N/l). Resultaten för 1999 är liknande men år 2000 skedde ingen nettoretention (Hässleholms Kommun 2000, 2002).

Våtmarker i jordbrukslandskapet

Eftersom nitrat är den dominerande formen av kväve i jordbrukslandskapets rinnande vatten är ammoniumdynamiken dessa våtmarker inte så belyst i litteraturen. I Kävlingeå- och Höje å projektets tre uppföljningsdammar mäts regelbundet både ammonium och nitratfraktionerna i in- och utgående vatten. Normalt är ammoniumhalterna obetydliga för totalretentionen av kväve, och koncentrationerna är ungefär lika höga in till och ut från våtmarkerna. I Råbytorpsdammen ligger halterna in och ut på i medeltal 0,05 mg NH₄-N/l, och varierar mellan 0 och 0,25 mg NH₄-N/l. I Slogstorpsdammen ligger medelhalterna på ca 0,03 mg NH₄-N/l, och varierar mellan 0 och 0,15 mg NH₄-N/l. I Genarpsdammen ligger halterna in och ut på ca 0,03 mg NH₄-N/l, och varierar mellan 0 och 0,1 mg NH₄-N/l. Nedströms punktutsläpp av t ex gödsel kan våtmarker i jordbrukslandskapet förväntas ha en renande effekt på ammonium.

Våtmarkers utjämnande verkan på hydrologin kan ge dessutom en buffrande effekt vid ett oönskat utsläpp, och i så motto vara en möjlig åtgärd att förhindra negativ effekter nedströms. Detta gäller alla ämnen som har toxisk verkan i höga koncentrationer. I Råbytorpsdammen skedde i december 2000 ut stort utsläpp av gödsel vilket gav upphov till extremt höga ammoniumhalter i tillflödet och i dammen (Ekologgruppen 2001). Detta utsläpp hade troligtvis stor påverkan på dammens biologi, samtidigt som dammen uppvisade en buffrande effekt på de extremt höga ammoniumhalterna. Inflödeskoncentrationerna uppmättes till maximalt 22 mg NH₄-N/l, medan utloppskoncentrationen ej överskred 6,7 mg NH₄-N/l.

Läkemedel - Antibiotika, Medicin, Hormoner

Detta är en komplex grupp som innehåller ett stort antal olika typer av föreningar. Gemensamt för dem är att man inte vet så mycket hur de omvandlas och påverkar miljön efter de har förbrukats, och att man först på senare tid har uppmärksammat de potentiella problemen. Jörgensen och Halling-Sörensen (2000) ger en översikt hur dessa ämnen transporteras efter användandet. Oavsett om det är människor eller djur som behandlas leder användandet i många fall att terrestra eller akvatiska miljöer exponeras för den verksamma substansen eller av dess nedbrytningsprodukter. Det är dock mycket lite känt om vilka halter och vilka metaboliter som finns i miljön idag. Hur stora effekterna är på organismer beror på hur väl ämnena bryts ner på vägen - i kroppen, i reningsverken och i naturen, samt hur kraftigt läkemedlen verkar på exponerade organismer. Jörgensen och Halling-Sörensen (2000) pekar t ex ut antibiotika som ett stort hot mot naturliga mikroorganismssamhällen då ju utslagning av bakterier är målet. Författarna uttrycker oro över utvecklandet av resistens mot antibiotika. Det har på senare år visats att hormonstyrda fysiologiska processer hos t ex fisk kan påverkas av utsläpp från reningsverk och industrier. I Vramsån har man uppmätt mätbara halter av östrogenitet och androgenitet, vilket är mått på vattnets innehåll av manligt och kvinnligt könshormon (Svensson och Allard 2002).

Det finns inga studier på hur våtmarker kan påverka nedbrytningen av läkemedelsrester. Troligt är dock att samma miljöförhållanden som påverkar nedbrytningen och fastläggningen av andra ämnen belysta i denna rapport, redox- och pH-förhållanden, bindning till sedimentpartiklar och stora humusmolekyler, temperatur och UV-ljus, säkerligen även påverkar många läkemedelsrester (Reddy och d'Angelo 1997, Kadlec och Knight 1996). Vattenlösliga ämnen är mer mobila och kan därför kontaminera akvatiska system. Fettlösliga ämnen däremot har en större tendens att bli bioackumulerade och ackumulerade i avloppsslam och sediment (Jörgensen och Halling-Sörensen 2000).

Referenser

- Andersson, J., Witgren, H. B. och Ridderstolpe, P. 2000. Våtmark Oxelösund – resultat och erfarenheter från sex års drift. *Vatten* 56:235-245.
- Anderson, K. L., Wheeler, K. A., Robinson, J. B., Tuovinen, O. H. 2001. Atrazine mineralization potential in two constructed wetlands. 101st General meeting of the American Society for Microbiology, Orlando Florida, USA. May 20-24, 2001.
- Braskerud, B. C. och Haarstad, K. 2001. Kan pesticider fjernes i fangdammer? *Vann* 2:151-157.
- Braskerud, B. C. och Haarstad, K. 2002. Screening the retention of 13 pesticides in a small constructed wetland. 8th Int. Conf. On Wetlands for Water Pollution Control, 16-19 Sept. 2002, Arusha, Tanzania.
- Chun, K. H., Ro, K. S. och Roy, D. 1995. Atrazine biotransformation in wetland sediment under different nutrient conditions. I: Anaerobic.
- Coyne, M. S., Gilfillen, R. A., Vallalba, A., Zhang, Z., Rhodes, R. W., Dunn, L., and Blevins, R. L. 1998. Fecal bacteria trapping by grass filter strips during simulated rain. *J. Soil Water Conserv.* 53:140-145.
- Debusk, T. A., Laughlin, R. B. och Schwartz, L. N. 1996. Retention and compartmentalization of lead and cadmium in wetland microcosms. *Wat. Res.* 30:2707-2716.
- Dellien, I. och Wedding, B. U. 1997. Närsaltretention i en nyanlagd damm i Skåne - 1. Mätresultat. *Vatten* 53:171-178.
- Ekologgruppen. 1995. Rönne Å – Recipientkontroll 1994. Ekologgruppen.
- Ekologgruppen. 1997. Rönne Å – Recipientkontroll 1996. Ekologgruppen.
- Ekologgruppen. 2001a. Bekämpningsmedel i Saxån-Braån, maj 2000 – januari 2001. Saxån-Braåns Vattenvårdskommitté. Ekologgruppen.
- Ekologgruppen. 2001b. Dammar som reningsverk. Mätningar av näringsämnesreduktionen i nyanlagda dammar 1993-2000. Höje å projektet och Kävlingeå-projektet. Ekologgruppen.
- Ekologgruppen. 2002. Höje Å - Recipientkontroll 2001. Ekologgruppen.
- Gambrell, R. P. 1994. Trace and toxic metals in wetlands – a review. *J. Environ. Qual.* 23:883-891.
- Gonzales, J. M., Ansola, G. och Luiz, E. 2001. Experimental results on constructed wetland pilot system. *Wat. Sci. Tech.* 44:387-392.
- Hässleholms Kommun. 2000. Magle våtmark 1999 – sammanställning av mätdata. Hässleholms Kommun, Tekniska kontoret.
- Hässleholms Kommun. 2001. Magle våtmark 2000 – sammanställning av mätdata. Hässleholms Kommun, Tekniska kontoret.
- Hässleholms Kommun. 2002. Magle våtmark 2001 – sammanställning av mätdata. Hässleholms Kommun, Tekniska kontoret.
- Jørgensen, S. E. och Halling-Sørensen, B. 2000. Drugs in the environment. *Chemosphere* 40:691-699.
- Kadlec, R. H. and Knight, R. L. 1996. *Treatment wetlands*. CRC/Lewis Publishers, Boca Raton, USA.
- Knight, R. L., Kadlec, R. H. och Ohlendort, H. M. 1999. The use of wetlands for petroleum industry effluents. *Environ. Sci. Tech.* 33:973-980.
- Matagi, S. V., Swai, D. och Mugabe, R. 1998. A review of heavy metal removal mechanisms in wetlands. *Afr. J. Hydrobiol. Fish.* 8:23-35.
- Linde, L. W. 2002. Leif W Linde's VA-info. <http://www.vattenavlopp.info/> Hämtningsdatum 2002-11-28.
- Länsstyrelsen i Malmöhus Län. 1986. Saxån-Braåns avrinningsområde – en kunskaps-sammanställning. Meddelande 1986:2.
- Mungur, A. S., Shutes, R. B. E., Revitt, D. M. och House, M. A. 1995. An assessment of metal removal from highway runoff by a natural wetland. *Water. Sci. Tech.* 32:169-175.
- Mungur, A. S., Shutes, R. B. E., Revitt, D. M. och House, M. A. 1997. An assessment of metal removal by a laboratory scale wetland. *Water. Sci. Tech.* 35:125-133.
- Naturvårdsverket. 1987. Kadmium i miljön – Bedömningsgrunder. Rapport 3317.
- Naturvårdsverket. 1993. Metallerna och miljön – Miljön i Sverige – Tillstånd och trender. Rapport 4135.
- Naturvårdsverket. 1999. Bedömningsgrunder för miljö-kvalitet – Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport, kemiska och fysikaliska parametrar. Rapport 4920.

- Naturvårdsverket 2002. Metaller i stad och land - Miljöproblem och åtgärdsstrategier. Rapport 5184.
- Obarska-Pempkowiak, H. 2001. Retention of selected heavy metals: Cd, Cu, Pb in a hybrid wetland system. *Wat. Sci. Tech.* 44:463-468.
- Persson, P. 1996. Uppföljning av nya våtmarker vid Råån. Samlade erfarenheter 1992 - 1995. Miljönämnden i Helsingborg.
- Petersson, T. J. R. 1999. Stormwater ponds for pollution reduction. Doktorsavhandling nr14, Inst. i VA-teknik, Chalmers Tekniska Högskola. Göteborg.
- Qian, J-H., Zayed, A., Zhu, Y-L., Yu, M. och Terry, N. 1999. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: III. Uptake and accumulation of ten trace elements by twelve plant species. *J. Environ. Qual.* 28:1448-1455.
- Reddy, K. R., D'Angelo, E. M. 1997. Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.* 35:1-10.
- Scandiaconsult. 1999. Segeån 1999 Redogörelse för recipientkontroll. Segeåns Vattendragsförbund.
- Scandiaconsult. 2001. Kävlingeåns Vattenvårdsförbund. Samordnad recipientkontroll - Årsrapport 2001.
- Scholes, L. N. L., Shutes, R. B. E., Revitt, D. M., Purchase, D. och Forshaw, M. 1999. The removal of urban pollutants by constructed wetlands during wet weather. *Wat. Sci. Tech.* 40:333-340.
- Shutes, R. B. E., Revitt, D. M., Scholes, L. N. L., Forshaw, M. och Winter, B. 2001. An experimental constructed wetland system for the treatment of highway runoff in the UK. *Wat. Sci. Tech.* 44:571-544.
- SLU. 2002. Databas för vattenkemi. <http://www-miljo.slu.se/databas/databaser.html>. Hämtningsdatum 2002-11-28.
- Svensson, J. M., Fleischer, S., Rosenqvist, S., Stibe, L. Och Pansar, J. Under tryckning. Ekologisk Dagvattenhantering i Halmstad. VAV, VA-Forsk Rapport
- Svensson, A. och Allard, A. 2002. Androgenitet och östrogenitet i Vramsåns vattensystem, Kristianstad Kommun. IVL Rapport B 1510.
- Tonderski, K., Weisner, S., Landin, J. och Oscarsson, H. 2002. Skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker. VASTRA rapport 3.
- Wendt-Rasch, L. 2003. Ecological effects of pesticides in freshwater model ecosystems. Doktorsavhandling Lunds Universitet.

Internetkällor

Ekeby våtmark, Eskilstuna

<http://www.vattenavlopp.info/>

Magle våtmark, Hässleholm

<http://www.hassleholmsvatten.se/>

Oxelösund våtmark

<http://www.swedenviro.com/svenska/pdf-filer/oxdfolder.PDF>

<http://www.swedenviro.com/svenska/pdf-filer/Vattenox.pdf>

SLU:s Databas för vattenkemi

<http://www-miljo.slu.se/databas/databaser.html>.