

Anläggning av nya våtmarker i Höjeåns avrinningsområde

**– hur effektiva blir de och vilka effekter
får man i Lommabukten?**

Anna Olsson

Marinbiologi
2009



Examensarbete i biologi
Lunds universitet

Anläggning av nya våtmarker i Höjeåns avrinningsområde

- hur effektiva blir de och vilka effekter får man
i Lommabukten?

Anna Olsson

Handledare: **Helena Björn** (Lomma kommun)

Examensarbete 30 hp i Marinbiologi, 2009

Marinbiologi, Campus Helsingborg, Lunds Universitet

ABSTRACT

The river Höje å is located in south-western Skåne, Sweden, and has a catchment area of 316 km². The catchment area is heavily cultivated; approximately 60 % is used for agriculture. The river flows into the bay of Lomma, in Öresund (the Sound). The nutrient transport in the river is high and contributes to the eutrophication of the Sound and Östersjön. The Höjeå-project is a project that primarily aims to decrease the transport of nutrients from the river to the sea, and thus increase the water quality in the area. The plan is to construct 30 wetlands in the catchment area of Höje å.

The purpose of this study is to calculate the retention of nutrients in the 30 wetlands and estimate the subsequent effects in the bay of Lomma. This study also proposes a new environmental program for the bay of Lomma.

The results show that the total retention in the wetlands will be 18.6-29.4 tons of nitrogen, and 1.23 tons of phosphorus per year. This retention corresponds to a decrease of 3.6-5.8 % of the nitrogen transport, and a decrease of 14.3 % of the phosphorus transport from Höje å into the bay of Lomma. The total transport of nutrients from the three major rivers (including Höje å) that flows into the bay of Lomma will decrease 0.7-1.1 % for nitrogen and 2.9 % for phosphorus. The wetlands has a bad cost efficiency; in average 270 SEK per kg nitrogen removed per hectare and year. If you disregard the two wetlands with the worst cost efficiency the average lands on 67 SEK per kg nitrogen removed per hectare and year.

The decrease in nitrogen transport to the bay of Lomma is probably too small to have an ecological effect in the bay. In combination with other measures that are about to be taken, both in the catchment area of Höje å, and in the catchment areas of the other major rivers flowing into the bay of Lomma, the combined results could have positive effects on the bay. These effects would include a greater depth distribution of sea grass, *Zostera marina*, increasing the habitats for fish and other species that live in the beds of sea grass. The decrease in the transport of nutrients could in the future lead to an increase in the status (according to the EU Water Frame Directive) of the bay.

The proposed environmental monitoring program include a more extensive sampling of nitrogen and phosphorus, a higher number of sampling sites and a yearly inventory of the species present in the bay of Lomma.

Innehållsförteckning

1. INLEDNING	5
1.1 Syfte	5
2. BAKGRUND	5
2.1 Historik	5
2.2 Retention i våtmarker	6
2.3 Kvävetets kretslopp	6
2.4 Fosforns kretslopp	7
2.5 Eutrofiering	8
2.5.1 Ålgräs	8
3. LAGSTIFTNING	9
3.1 Östersjökonventionen	9
3.2 Vattendirektivet	10
3.2.1 Miljöövervakning	10
3.3 Strategi för den marina miljön	10
3.3.1 Miljöövervakning	11
3.4 Miljömål	11
3.4.1 Ingen övergödning	11
3.4.2 Hav i balans samt levande kust och skärgård	12
3.5 Miljöbalken	12
4. OMRÅDESBESKRIVNING	13
4.1 Östersjön och Öresund	13
4.2 Lommabukten	13
4.2.1 Miljöövervakning i Lommabukten idag	13
4.3 Höje å med omgivning	15
4.3.1 Höjeå-projektet	15
5. METOD	17
5.1 Kväveretention	17
5.1.1 Metod 1	17
5.1.2 Metod 2	17
5.2 Fosforretention	18
5.3 Databehandling	18
5.4 Kostnadseffektivitet	19
6. RESULTAT	20
6.1 Retention	20
6.2 Kostnadseffektivitet	23
7. DISKUSSION	24
7.1 Retention	24
7.2 Kostnadseffektivitet	25

7.3 Utvärdering av metoderna.....	25
7.4 Fler projekt i Lommabuktens tillrinningsområde	26
7.5 Effekter i Lommabukten	26
7.6 Nytt övervakningsprogram	27
7.6.1 Kontrollerande övervakning	27
7.6.2 Operativ övervakning.....	28
7.6.3 Undersökande övervakning	28
7.6.4 Skillnader mot dagens övervakning.....	28
8. SLUTSATS.....	29
9. ERKÄNNANDE.....	29
10. REFERENSER	30
BILAGA I.....	31

1. INLEDNING

Eutrofiering (övergödning) av marina områden är ett stort miljöproblem och är resultatet av en ökad mängd näringsämnen i havet, framförallt kväve och fosfor (Rosenberg, 1985). Sedan mitten av 1800-talet har kvävetillförseln till Östersjön fyrdubblats medan fosfortillförseln har ökat åttafaldigt (Naturvårdsverket, 2006).

Den ökade mängden näringsämnen i havet har naturligtvis haft kraftiga effekter på marina områden och organismerna som lever här. Närsaltstillförseln leder till en ökad tillväxt av växtplankton och alger (Rosenberg, 1985) vilket bland annat har lett till en ökad mängd algbloomningar runt kusterna (Naturvårdsverket, 2006). Algbloomningen i sin tur kan ha en negativ effekt på både växter och djur i området (Rosenberg, 1985).

I slutet av 1980-talet och början av 1990-talet togs flera beslut som syftade till att minska kvävetillförseln till havsområdena i Skandinavien (Leonardson, 1994). Dock har man ej helt lyckats uppnå målen i dessa beslut.

1.1 Syfte

Syftet med arbetet är att beräkna retentionseffekten av de 30 planerade våtmarkerna i Höjeåns avrinningsområde och därefter bedöma vilka effekter minskningen av närsaltshalterna kommer att ha i Lommabukten. I rapporten presenteras även ett förslag på ett nytt övervakningsprogram för Lommabukten.

2. BAKGRUND

2.1 Historik

Före mitten av 1800-talet kännetecknades landskapet i Sverige av en stor mängd sjöar och våtmarker. Till följd av en kraftig befolkningsökning togs mer mark i anspråk för jordbruk, vilket resulterade i sänkning av många sjöar och torrläggning av ett stort antal våtmarker mellan 1850 och 1930 (Leonardson, 1994). Enbart i Kävlingeåns avrinningsområde torrlades mellan 10 000 och 12 000 hektar våtmark vilket innebar en minskning med 50-65% av den totala våtmarksarealen i avrinningsområdet (Emanuelsson & Bergendorff, 1983, i Leonardson, 1994).

Till följd av dräneringen av åkrar och betesmark och att vattendragen rätades ut försvann magasineringsförmågan i de övre delarna av avrinningsområdet. Detta resulterade i höga flödestoppar vid kraftig nederbörd och vid snösmältningen på våren. Områden belägna nedströms fick istället problem med översvämningar. De höga flödena gav en ökad erosion i vattendragen och transporten av material ökade till sjöar och kuster (Leonardson, 1994). Även grundvattennivån sänktes vilket resulterade i ett ökat behov av bevattning av åkermark (Wolf, 1956, i Leonardson, 1994). Även brukningsmetoderna förändrades och efter 1950-talet skedde också en kraftig ökning i användandet av handelsgödsel. Allt detta ledde till höga vattentransporter och högre näringsläckage från åkrarna. Uppehållstiden i marker och vattendrag minskade och ledde till att självreningen nästan försvann. Stora mängder näringsämnen, framförallt kväve, transporterades snabbt ut i vattendragen och vidare ut till havet (Leonardson, 1994). Mellan 1951 och 1995 fördubblades i stort sett den antropogena vattenburna kvävebelastningen (Naturvårdsverket, 1997).

Även skogsbruket står för en stor del av kväveläckaget till vattendragen (Leonardson, 1994). Fleisher & Stibe (1989) menar att medan läckaget från jordbruksmark nu minskar ökar istället kvävetransporterna från skogsområden. Läckaget från skogsmark är dock endast i storleksordningen 1-5 kg kväve per ha år och alltså mycket lägre än läckaget från jordbruksmark, men de stora arealerna bidrar till att ge skogsbruket en stor roll vid läckaget av kväve (Leonardson, 1994). Andra orsaker till de ökade näringstransporterna via vattendragen ut till havet var industrialiseringen, de ökade biltransporterna och den utbyggnad

av avloppssystemen i tätorterna som skedde efter 1940-talet (Leonardson, 1994). Under 1960-talet förbättrades fosforeringen för avlopp, vilket minskade eutrofieringen av inlandsvatten och även minskade transporten av fosfor till havet (Naturvårdsverket, 1997).

Att anlägga våtmarker i landskapet är ett sätt att fördröja och minska transporten av näringsämnen ut till havet. Våtmarker kan också fungera som vattenmagasin, utjämna variationer i vattenflöde och dessutom har våtmarker oftast hög biologisk mångfald. Utöver detta kan våtmarkerna också vara användbara för jakt och fiske (Tonderski *et al.* 2002). Våtmarkerna kan vara dyra att anlägga, varför det är viktigt att väga nyttan mot kostnaderna för att kunna bedöma hur kostnadseffektiva våtmarkerna är.

2.2 Retention i våtmarker

Retention är ett samlingsnamn för de processer som beskriver den minskning i näringsämnestransport som sker när näringsrikt vatten passerar genom en våtmark (Leonardson, 1994). Retention sker dock inte bara i våtmarker utan kontinuerligt under vattnets transport genom landskapet ut mot havet (Tonderski *et al.* 2002). Retentionen kan alltså ske i mark, vattendrag, sjöar och våtmarker.

De processer som påverkar kväveretentionen i dammar och våtmarker är sedimentation, ammonifikation, denitrifikation, nitrifikation och upptag (*assimilering*) av vegetation (Braskerud, 2002). För fosfor finns inga bakteriella processer som avlägsnar fosfor från systemet (som det finns för kväve) utan här är det framförallt sedimentationen som påverkar retentionen, vilket innebär att fosfor stannar kvar i systemet (Weisner, 2004).

2.3 Kvävets kretslopp

Kväve förekommer naturligt i stora mängder på jorden. Dock är endast en liten del tillgängligt för organismer (Wetzel, 2001). Kvävet som finns i luft, jord och vatten går igenom en mängd transformationer. De flesta av dessa genomförs av olika organismer som bakterier, alger, växter och djur. I atmosfären dominerar de strikt kemiska processerna. De organismstyrda transformationerna görs främst för att ge organismerna energi, men de kan också erhålla näring för att bygga upp biomassan. Vid nedbrytning av organiskt material kan kväveföreningar bildas som restprodukter, vilka inte alltid används av den organism som är inblandad i nedbrytningen (Tonderski *et al.* 2002).

Kvävets kretslopp är mer komplicerat än fosfors kretslopp. Detta beror på att kväve förekommer i olika gasformer och att det finns fler former av kväve som kan användas av organismer än vad det finns av fosfor (Leonardson, 1994). Den vanligaste gasformen är kvävgas, N_2 , vilken dominerar i luft. Kväve kan också förekomma i form av nitrösa gaser som lustgas (N_2O), kväveoxid (NO) och kvävedioxid (NO_2). De nitrösa gaserna anses vara föroreningar och förekommer oftast i naturen i mycket små mängder (Tonderski *et al.* 2002).

Nitrat är lösligt i vatten och adsorberas inte så lätt till partiklar. Nitrat som utlakas från jordbruks- och skogsmark och deponeras från atmosfären transporteras därför via regn- och grundvatten till vattendrag och vidare ut mot havet (Leonardson, 1994, Tonderski *et al.* 2002). Nitrat kan också assimileras av organismer (främst bakterier, alger och gröna växter) både under transporten mot havet och i havet. Kvävet som nu är inkorporerat i biomassan kan vandra vidare i näringsväven eller också sedimentera, vilket främst sker när organismerna dör (Tonderski *et al.* 2002).

När organismerna dör sedimenterar de mot botten och bryts ner av bakterier. Det organiskt bundna kvävet transformeras till ammonium, en process kallad *ammonifikation*. Bakterierna får energi och kol i denna process. Ammonifikationen kan ske både i vattenmassan under själva sedimentationen och nere vid botten, och processen kan ske både aerobt och anaerobt. Ammoniumet som bildas kan sedan tas upp direkt av bakterier, men en stor del frigörs också till vattenmassan. En del av kvävet kommer inte att regenereras utan begravas för en tid i

sediment. Ammonium kan även släppas ut av levande organismer, antingen direkt genom exkretion eller via ett passivt läckage av ammoniumjoner, eller indirekt via exkretion eller läckage av olika kväveföreningar som sedan bryts ner på samma sätt som beskrivet tidigare. Ammonium kan assimileras av bakterier och primärproducenter och återigen bygga upp biomassa. Ammonium kan också adsorberas till ytan av humus, jordpartiklar och döda växtdelar, vilket gör att transporten till havet fördröjs en tid. Ammonium kan dessutom oxideras via nitrit till nitrat, en process kallad *nitrifikation*. Nitrifikationen ger bakterier energi och kan ske i de ytliga sedimenten i mark, sjöar, dammar, våtmarker och hav. Processen kan även ske i vattenpelaren och i biofilm. Nitrifikationen kräver syre, vilket innebär att om syret tar slut upphör nitrifikationen. De två stegen i nitrifikationen är så tätt sammankopplade att omedelbart efter att nitrit bildats kommer det att omvandlas till nitrat i det andra nitrifikationssteget. Dock kan nitrit och lustgas bli slutprodukter om det inte finns tillräckligt med syre. Nitrat kan, förutom att assimileras av organismer, även omvandlas till kvävgas genom *denitrifikation*. Denitrifikationen sker endast i syrefria miljöer. Denitrifikationen kan antingen ske genom heterotrof denitrifikation eller genom autotrof denitrifikation. Vid heterotrof denitrifikation oxideras organiskt material till bland annat koldioxid och vatten. Vid autotrof denitrifikation oxideras oorganiskt material, till exempel järn, mangan och svavelföreningar. Kvävgasen som bildas löser sig i vattnet och kan sedan diffundera upp i atmosfären. Om en ofullständig denitrifikation sker, till exempel vid förekomst av låga halter syre, vid låg temperatur eller vid lågt pH, kan slutprodukten bli nitrit eller lustgas. Denitrifikationen minskar transporten av nitrat till marina miljöer vilket kan minska eutrofieringen. Den atmosfäriska kvävgasen är inte tillgänglig för de flesta organismer, dock finns kvävefixerare som kan återföra kvävgasen till biosfären. När mängden nitrat och ammonium minskar i vattnet kan detta leda till kvävebrist. *Kvävefixering* kan då ske, dels i vattenpelaren av cyanobakterier, dels i sediment av anaeroba bakterier (Tonderski *et al.*, 2002). Kvävefixering av cyanobakterier bidrar till en ökad tillförsel av kväve till systemet i de sötare delarna av Östersjön under sommaren. Dock verkar kvävefixering inte förekomma på västkusten, vilket beror på att salthalten troligtvis är för hög för att blomningar av dessa cyanobakterier ska kunna ske (Naturvårdsverket, 2006).

2.4 Fosfors kretslopp

Fosfor förekommer ofta bundet till både organiska och oorganiska partiklar, vilket innebär att tillgängligheten av fosfor är låg för organismer. Fosfor saknar dessutom gasfas vilket gör att om fosforbrist uppstår finns ingen kompensationsmekanism som den som finns för kväve (kvävefixering). En följd av detta är att fosfor ofta är det begränsande ämnet för primärproduktionen i sötvattensmiljöer (Tonderski *et al.*, 2002). I marina miljöer är fosfor sällan det begränsande näringsämnet, vilket beror på att i det alkaliska havsvattnet omvandlas organiskt fosfat lätt till oorganiskt fosfat och är på så sätt återigen tillgängligt för upptag av växtplankton. Fosfat rör sig därför snabbt genom födokedjan (Lalli & Parsons, 1997). En annan orsak till varför fosfor inte är begränsande i marina miljöer är att i dessa miljöer finns höga koncentrationer av svavel och låga koncentrationer av järn. Svavel, i form av sulfid, binder järn, vilket medför att fosfor inte i lika stor utsträckning komplexbinder med järn utan förblir i lösning och är därmed tillgängligt för organismerna. Fosfat (PO_4^{3-}) är den viktigaste biologiska upptagningsformen av fosfor. Fosfat som är bundet till partiklar kan inte användas direkt av organismer utan måste först frigöras. En del av fosfatet kommer inte att tas upp av organismer utan kommer att komplexbindas och adsorberas till bland annat mineralkomplex, humusämnen och andra organiska partiklar. Fosfat som tas upp av organismer kan vandra vidare i näringskedjan, utsöndras från levande organismer och frigöras vid nedbrytning av bakterier då organismerna dör. Vid bakteriell nedbrytning frigörs fosfat som sedan kan komplexbindas. Fosfor kan sedan inlagras i sedimenten, vilket minskar fosfors tillgänglighet

för biologiska processer. Men fosfat kan också frigöras från mineralkomplexen vilket kan ske om syrebrist uppstår, vid lågt pH eller om pH stiger kraftigt exempelvis vid hög primärproduktion. De frigjorda fosfatjonerna kan sedan vandra mot områden med lägre halter. Detta innebär att områden som tidigare fungerat som fosforfälla kan exempelvis vid en minskning av fosfortillförseln förvandlas till fosforkälla (Tonderski *et al.*, 2002).

2.5 Eutrofiering

Eutrofiering innebär att näringsinnehållet i vattnet ökar, vilket ger en ökad tillväxt av alger och övrig vegetation (Bernes, 2005).

Kväve är det näringsämne som främst begränsar primärproduktionen i Egentliga Östersjön och Västerhavet medan fosfor begränsar produktionen i Bottenviken. I Bottenhavet kan produktionen begränsas av antingen kväve eller fosfor (Rosenberg *et al.*, 1990, Naturvårdsverket, 2003). Den mänskliga belastningen av kväve och fosfor till luft och vatten är störst i södra Sverige, varför också näringshalterna är högst här (Naturvårdsverket, 2003). Kust och hav påverkas främst av näringsämnena som tillförs via vattendrag och direkta utsläpp från kustnära industrier och samhällen, men omkring en tredjedel av tillförseln kommer från luft (Naturvårdsverket, 2003).

Övergödning får effekter i form av förändrad artsammansättning, minskad biologisk mångfald och igenväxning (Naturvårdsverket, 2003). När näringsämnena i vattnet ökar, ökar framför allt produktionen av växtplankton och större arter som t.ex. grönslick (Naturvårdsverket, 1997). Detta leder till minskat siktdjup och en utskuggning av andra arter t.ex. blåstång (Naturvårdsverket, 1997) och ålgräs (Lomstein, 1999). Den ökade produktionen av växtplankton gynnar planktonätande fiskar som mört och strömming som därmed ökar. Istället minskar då andra arter som t.ex. laxfiskar (Naturvårdsverket, 2003). Den ökade produktionen av växtplankton leder också till en ökad sedimentation av växtmaterial. När detta sedan bryts ner kan den ökade konsumtionen av syre leda till syrebrist vid bottarna (Naturvårdsverket, 1997, Naturvårdsverket, 2003). När syret i bottenvattnet minskar kan vissa bakterier övergå till att utnyttja nitrat- eller sulfatjoner istället för syre. Det senare medför att den giftiga gasen svavelväte bildas vilken leder till bottendöd (Naturvårdsverket, 2003). När antalet bottnar med syrebrist ökar, minskar de områden som är tillgängliga för en lyckad reproduktion av, exempelvis, torsk (Gren *et al.*, 1997).

2.5.1 Ålgräs

Ålgräs anses vara en nyckelart i kustnära vatten. Arten har en hög primärproduktion som understödjer en hög sekundärproduktion. Ålgräset är också viktigt som habitat och gömställe för fisk och andra djur. En annan fördel med ålgräs är att sedimentet stabiliseras och att dess blad dämpar vågrörelserna, vilket leder till en ökad sedimentation av partikulärt material och minskar bottenerosionen. Växtens rhizom med rötter minskar också återupprörningen av bottenmaterial. Om ålgräset skulle försvinna från ett område ökar erosionen, vilket kan leda till att botten förändras från mjukbotten till en botten bestående av grus och sten. Detta minskar chansen för en återetablering av ålgräset (Lomstein, 1999).

Näringsämnena som tas upp av ålgräs omsätts långsamt och bidrar till att fördröja transporten av näringsämnena från land till hav. Områden med ålgräs gör också att en stor del av kväve- och fosforföreningarna begravs permanent i sedimentet (Lomstein, 1999).

Ljuset reglerar ålgräsets tillväxt, och begränsar därmed även artens djuputbredning. Med en ökad transport av näringsämnena till havet följer också en ökad växtplanktontillväxt och en större absorbering av ljuset innan det når botten. När ålgräsets utbredning minskar ökar återupprörning av sediment, vilket minskar ljusstillgången ytterligare. På grund av de ökade transportererna av näringsämnena sedan 1950 har ålgräset under lång tid varit på tillbakagång. Etablering av ålgräs nära ett existerande bestånd kan ske på mellan tre och fem år, medan en

etablering långt ifrån ett existerande ålgräsbestånd i bästa fall tar mellan fem och tjugo år. Den viktigaste förutsättningen för att en spridning till nya områden ska ske är att minska belastningen av näringsämnen på området så att ålgräsets förutsättningar för tillväxt förbättras (Lomstein, 1999).

3. LAGSTIFTNING

Vid Nordsjökonferensen 1987 sattes som mål att till år 1995 halvera tillförseln av kväve och fosfor till havsområden i Nordsjön (Leonardson, 1994). Även inom Helsingforskommissionen antogs en ministerdeklaration 1988 om att minska de totala näringsutsläppen med 50 % så snart som möjligt, men dock inte senare än 1995 (Helcom, 1988).

3.1 Östersjökonventionen

Konventionen om skydd av Östersjöområdets marina miljö skrevs under 1974 av de sju Östersjöomgivande länderna och trädde i kraft i maj 1980 (Helcom, 2008a). Konventionen tillkom för att skydda Östersjöns vattenmiljö från föroreningar från land, sjöfart och flyg (Greppa Näringen, 2003-12-04). 1992 undertecknades en ny konvention av alla Östersjöomgivande stater och EG, och denna konvention trädde i kraft i januari 2000 (Helcom, 2008a). De parter som undertecknat konventionen ska vidta nödvändiga åtgärder för att förhindra förorening och därmed gynna återställandet av Östersjöområdet och bevarandet av dess ekologiska balans (SÖ 1996:22). Konventionen avser hela Östersjöområdet som begränsas vid Skagen i Skagerrak och omfattar förutom själva havet även inlandsvatten och havsbotten (SÖ 1996:22). Helsingforskommissionen, HELCOM, är det styrande organet för Östersjökonventionen (Helcom, 2008b). Kommissionen tar fram rekommendationer som sedan implementeras i staternas nationella lagstiftning (Helcom, 2008c).

Den 15:e november 2007 antogs HELCOM:s Aktionsplan för Östersjön, vars mål är att återställa en god ekologisk status i Östersjöns marina miljö till år 2021 (Helcom, 2009). Övergödning är ett viktigt segment i aktionsplanen och det övergripande målet i detta segment är att Östersjön ska vara opåverkad av övergödning. I aktionsplanen har man ställt upp fem ekologiska mål avseende detta:

- Koncentrationen av närsalter ska ligga nära de naturliga nivåerna
- Klart vatten
- Naturlig nivå på algbloomingen
- Naturlig spridning och förekomst av växter och djur
- Naturliga syrenivåer

För att nå dessa mål har man i aktionsplanen fastställt högsta tillåtna belastning av närsalter till Östersjön: 21 000 ton fosfor och 600 000 ton kväve. Man har även angett högsta tillåtna belastning på respektive havsområde, vilket för de danska sunden är 1410 ton fosfor och 30890 ton kväve. För att klara detta måste belastningen av kväve på de danska sunden minska med 15 000 ton, medan belastningen av fosfor redan ligger i nivå med högsta tillåtna belastning (Helcom, 2007). För Sveriges del innebär detta att kvävebelastningen till Öresund som i nuläget ligger på 5400 ton, ska minska med 1700 ton. Efter avdrag för den minskade belastningen 2000-2006 kvarstår 900 ton. De föreslagna åtgärderna har beräknats minska belastningen med ytterligare 700 ton, varefter det alltså kvarstår 200 ton. För fosfor behövs ingen ytterligare minskning. I de föreslagna åtgärderna ingår anläggning av våtmarker vilka beräknas minska belastningen av kväve till Öresund med 150 ton, om den genomsnittliga reningseffekten uppgår till 100 kg kväve per hektar våtmark. Om reningseffekten är större blir även minskningen i belastning större (Naturvårdsverket, 2008a).

3.2 Vattendirektivet

EG:s ramdirektiv för vatten (Direktiv 2000/60/EG) antogs av Europaparlamentet och EU:s råd i december 2000. Detta direktiv har tagits fram för att skydda grundvatten, vattendrag, sjöar och kustvatten. Direktivets huvudsakliga mål är att allt vatten ska uppnå "god status" senast 2015. Syftet med direktivet är bland annat att se till att inga ytterligare försämringar av vattenkvaliteten sker och att vattenanvändningen är hållbar. Förorening av den marina miljön ska förebyggas och elimineras och utsläpp av prioriterade farliga ämnen ska upphöra för att koncentrationerna i den marina miljön ska ligga nära bakgrunds nivåerna för ämnen som är naturligt förekommande. I direktivet finns en förteckning över huvudsakliga förorenande ämnen där bland annat organiska fosforföreningar och ämnen som bidrar till eutrofiering (framför allt nitrater och fosfater) ingår. Eftersom vatten och avrinningsområden ofta passerar kommun-, läns- och nationsgränser ingår det i direktivet ett krav på samarbete över dessa gränser (Direktiv 2000/60/EG). Vattendirektivet infördes i svensk lagstiftning 2004 genom Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön (SFS 2004:660). I förordningen indelas Sverige i fem vattendistrikt: Bottenvikens vattendistrikt, Bottenhavets vattendistrikt, Norra Östersjöns vattendistrikt, Södra Östersjöns vattendistrikt och Västerhavets vattendistrikt. I varje vattendistrikt har en länsstyrelse utsetts till vattenmyndighet som ansvarar för förvaltningen av kvaliteten på vattenmiljön. Højeåns avrinningsområde hör till Södra Östersjöns vattendistrikt (SFS 2004:660), vars vattenmyndighet ligger i Kalmar (SFS 2007:825).

3.2.1 Miljöövervakning

I artikel 8 i vattendirektivet (Direktiv 2000/60/EG) fastställs att medlemsstaterna ska upprätta program för övervakning av vattenstatus för både ytvatten och grundvatten. Man anger också att övervakningsprogrammen ska vara igång senast 2006 och ska stämma överrens med övervakningen i bilaga V i vattendirektivet. Övervakningen delas in i tre olika typer: kontrollerande, operativ och undersökande.

Den kontrollerande övervakningen ska ge en bild av hur miljötillståndet är i området för tillfället och används för att kunna bedöma långsiktiga förändringar, dels som sker naturligt och dels som är orsakade av mänsklig verksamhet. Informationen som samlas in genom den kontrollerande övervakningen ska också användas för att ta fram övervakningsprogram i framtiden.

Den operativa övervakningen ska användas i vattenförekomster där miljömålet om god vattenstatus 2015 riskerar att inte uppnås. Operativ övervakning ska också användas för att se förändringar i området efter inrättandet av åtgärdsprogram.

Den undersökande övervakningen ska användas när orsaken till att miljömålen i vattendirektivet inte uppnås är okänd.

3.3 Strategi för den marina miljön

EU:s marina strategi presenterades för medlemsländerna i oktober 2005. Strategin består av tre delar: ett meddelande från kommissionen, ett förslag till ramdirektiv för havsmiljön (Marine Strategy Directive) och en konsekvensanalys av vilka effekter olika åtgärder kommer att få på havsmiljön (Vattenportalen, 2006-11-07). Det slutgiltiga direktivet om en marin strategi blev klart 2008 (Direktiv 2008/56/EG). Det övergripande målet i strategin är att senast år 2020 uppnå god havsmiljöstatus inom EU. I direktivförslaget delas Europas havsområden in i tre regioner: Östersjön, Nordostatlanten och Medelhavet (EU:s webbportal, 2007-11-27). EU:s medlemsländer har ett ansvar att samarbeta om sina respektive havsområden, både med varandra och med länder utanför EU. En marin strategi ska tas fram för varje medlemsland,

men de konventioner om havsmiljön som redan existerar kommer vara fortsatt viktiga hjälpmedel i samarbetet mellan länder med delat havsområde (Vattenportalen, 2006-11-07).

3.3.1 Miljöövervakning

I ramdirektivet om en marin strategi (Direktiv 2008/56/EG) anges i artikel 11 att medlemsstaterna ska fastställa och genomföra samordnade övervakningsprogram för marina områden. Övervakningsprogrammen ska bland annat ligga till grund för att bedöma miljötillståndet i området och bedöma effekter av de åtgärder som görs enligt åtgärdsprogram.

3.4 Miljömål

I april 1999 antog riksdagen 15 nationella miljökvalitetsmål och i november 2005 lades ytterligare ett miljökvalitetsmål till listan (Miljömålportalen 2008-03-31), vilket innebär att Sverige nu har 16 miljökvalitetsmål:

1. Begränsad klimatpåverkan
2. Frisk luft
3. Bara naturlig försurning
4. Giftfri miljö
5. Skyddande ozonskikt
6. Säker strålmiljö
7. Ingen övergödning
8. Levande sjöar och vattendrag
9. Grundvatten av hög kvalitet
10. Hav i balans, samt levande kust och skärgård
11. Myllrande våtmarker
12. Levande skogar
13. Ett rikt odlingslandskap
14. Storslagen fjällmiljö
15. God bebyggd miljö
16. Ett rikt växt- och djurliv

De miljökvalitetsmål som är relevanta för detta examensarbete är framförallt miljömål nr.7 och nr.10.

3.4.1 Ingen övergödning

”Halterna av gödande ämnen i mark och vatten skall inte ha någon negativ inverkan på människors hälsa, förutsättningar för biologisk mångfald eller möjligheterna till allsidig användning av mark och vatten.” (Miljömålportalen, 2007-06-07a).

I detta mål finns fyra delmål som var och en ska nås senast 2010. Delmål 1 gäller utsläpp av vattenburna fosforföreningar som ska minska med minst 20 % jämfört med 1995 års nivå. I delmål 2 anges att de vattenburna utsläppen av kväveföreningar till haven söder om Ålands hav ska minska med minst 30 % av 1995 års nivå. Delmål 1 och 2 gäller utsläpp från mänsklig verksamhet. Delmål 3 och 4 berör minskningar av utsläpp av ammoniak respektive kväveoxider (Miljömålportalen 2007-06-07a).

I miljökvalitetsmålet ingår även bland annat att sjöar, vattendrag och kustvatten uppnår god ekologisk status vad gäller halter av närsalter enligt EG:s ramdirektiv för vatten och att näringstillståndet i kust och hav motsvarar det tillstånd som rådde på 1940-talet (Miljömålportalen 2007-06-07a).

Det finns även regionala delmål vilka för Skånes del innebär bland annat att fram till 2010 ska fosforutsläppen och kväveutsläppen från mänsklig verksamhet till Skånes kustvatten ha

minskat med minst 20 % respektive 25 % från 1995 års nivå (Länsstyrelsen i Skåne 2008-12-16).

3.4.2 Hav i balans samt levande kust och skärgård

”Västerhavet och Östersjön skall ha en långsiktigt hållbar produktionsförmåga och den biologiska mångfalden skall bevaras. Kust och skärgård skall ha en hög grad av biologisk mångfald, upplevelsevärden samt natur- och kulturvärden. Näringar, rekreation och annat nyttjande av hav, kust och skärgård skall bedrivas så att en hållbar utveckling främjas. Särskilt värdefulla områden skall skyddas mot ingrepp och andra störningar.” (Miljömålsportalen, 2007-06-07b).

Övergödningen av havet påverkar även den biologiska mångfalden av både växter och djur. Vissa arter kan öka i antal vilket medför att en annan art kan konkurreras ut. De områden som är speciellt känsliga för övergödning och andra störningar är grunda bottnar, vilka även är viktiga som uppväxtområden för många fiskarter (Miljömålsportalen, 2007-06-07b).

Miljökvalitetsmålet är uppdelat i sju delmål. Delmål 1 handlar om ge skyddsvärda miljöer ett långsiktigt skydd. Flera marina områden ska skyddas som naturreservat och flera områden med permanent fiskeförbud ska inrättas. Delmålet ska införas i etapper till 2015. Delmål 3 gäller införandet av åtgärdsprogram för hotade marina arter. Delmål 2 handlar om att ta fram en strategi för kulturarv och odlingslandskap, medan delmål 4 till 7 berör bifångster, uttag och återväxt av fisk, buller och andra störningar samt utsläpp av olja och kemikalier. I miljökvalitetsmålet ingår även att allt kustvatten ska uppnå ”God ytvattenstatus” enligt EG:s ramdirektiv för vatten (Miljömålsportalen, 2007-06-07b).

3.5 Miljöbalken

Miljöbalken, som började gälla den 1 januari 1999, ersatte 16 av de tidigare miljölagarna. Balken innebar också en utveckling och modernisering av miljölagstiftningen (Michanek & Zetterberg, 2004). Målet med balken är framförallt att ”främja en hållbar utveckling som innebär att nuvarande och kommande generationer tillförsäkras en hälsosam och god miljö”.

Anläggning av våtmarker är normalt en tillståndspliktig vattenverksamhet som regleras i 11 kap. 9 § MB. Enligt 11 kap. 9a § kan det dock, för vissa vattenverksamheter föreskrivna av regeringen, räcka med att verksamheten anmäls istället för att söka tillstånd. Anmälningsplikt gäller för våtmarker som understiger 5 ha enligt SFS 2007:168. Det finns även en undantagsregel enligt 11 kap. 12 § MB att varken tillstånd eller anmälan krävs om det är uppenbart att varken allmänna eller enskilda intressen skadas av verksamheten.

För de verksamheter som kräver tillstånd enligt miljöbalken ska först ett tidigt samråd enligt 6 kap. 4 § MB ske med länsstyrelsen och övriga berörda parter. Vid ansökan om tillstånd måste även en miljökonsekvensbeskrivning (MKB) upprättas enligt 6 kap. 1 § MB.

Sist men inte minst måste även hänsynsreglerna i 2 kap. MB beaktas vid anläggningen av våtmarker.

4. OMRÅDESBESKRIVNING

4.1 Östersjön och Öresund

Östersjön är ett av världens största brackvattenhav och vattenutbytet med övriga hav är begränsad till Öresund samt Stora och Lilla Bält (Bernes, 2005). Salthalten i Östersjön varierar, med högst salthalt i Kattegatt och lägst salthalt i bottniska viken (Helcom, 2008d).

Öresund är i föroreningssynpunkt ett av Sveriges mest belastade havsområden och delar av Öresund kan under vissa perioder vara mycket syrefattiga (Toxicon, 1997). Tröskeldjupet i Öresund är 7-8 m vilket försvårar inflöde av saltare vatten från Kattegatt. Vid starka västvindar upphör tillfälligt utflödet av Östersjövatten genom sundet och en sydgående ström från Kattegatt med saltare och mer syrerikt vatten uppstår både vid ytan och vid botten. Inflödet genom de danska sunden består dock till största del av det mindre salta ytvattnet från västerhavet (Bernes, 2005). I Öresund finns också en haloklin på 10-20 meters djup vilket försvårar omrörningen i sundet (Toxicon, 1997).

Vid utflöde av sötare Östersjövatten uppstår nordgående ytströmmar i Öresund, vilket sker 60 % av tiden. Vid inflöde av det saltare vattnet från Kattegatt uppstår sydgående ytströmmar, vilket sker 35 % av tiden. Under återstående 5 % av tiden uppträder tvärgående eller inga strömmar alls i Öresund (Toxicon AB, 1997).

Öresund tillförs näringsämnen, förutom från land, även från Östersjön och Kattegatt via havsströmmar (Toxicon, 1997).

4.2 Lommabukten

Södra Lommabukten är sedan 2008 ett marint naturreservat omfattande 196 hektar vatten. Syftet med ett marint naturreservat är att skydda både de arter och de livsmiljöer som finns i området (Naturvårdsverket, 2008-09-19).

De tre större åar som mynnar i Lommabukten är Kävlingeån, Höje å och Segeån. Det maximala vattendjupet i Lommabukten är ca 15 m och salthalten varierar mellan 8 och 15 ‰. Strömriktningen i bukten styrs av huvudströmmen i Öresund. I Lommabukten uppträder nordgående strömmar under 70 % av tiden. Under 20 % av tiden uppträder sydgående strömmar och 10 % av tiden uppträder inga strömmar alls. Vid virvelbildning kan vattnets uppehållstid i bukten förlängas vilket medför att eventuella föroreningar stannar kvar en längre tid (Toxicon 1997).

Den övergripande ekologiska statusen i Lommabukten har bedömts vara måttlig, liksom statusen för näringsämnen (Länsstyrelsernas GIS-tjänster, 2008-10-28), medan siktdjupet klassats som otillfredsställande (Länsstyrelsernas GIS-tjänster, 2008-10-28). En risk föreligger att god status ej kommer att nås till 2015, varken för kemisk eller ekologisk status (Länsstyrelsernas GIS-tjänster, 2008-10-28).

4.2.1 Miljöövervakning i Lommabukten idag

Öresunds Vattenvårdsförbund (ÖVF) bildades 1984 och ansvarar för recipientkontrollen på den svenska sidan av Öresund (ÖVF, 2009-02-23). ÖVF har 13 provtagningsstationer i Lommabukten, dock ingår inte alla dessa stationer i provtagningen varje år. 2003-2005 ingick delprogrammen Hydrografi, Växtplankton, Ålgräs, Bottenfauna och sediment, och Belastningskontroll i recipientkontrollprogrammet. År 2005 gjorde man även en undersökning av miljögifter i sediment utöver det som nämnts ovan. Delprogrammen för 2008-2010 är hydrografi, växtplankton, ålgräs och bottenfauna-sediment. 2006 ingick miljögifter i biota i recipientprogrammet (ÖVF, 2009-02-23), vilket kommer att ingå även 2010 (Leander, 2009-04-16, pers. komm.). 2006-2008 har man på grund av tidsbrist inte genomfört belastningskontroll i recipientprogrammet, men man planerar att utföra en sådan undersökning hösten 2009 (Leander, 2009-04-16, pers. komm.). I den kontrollerande övervakningen av hydrografi som görs varje månad ingår dock halter av bl.a. kväve och

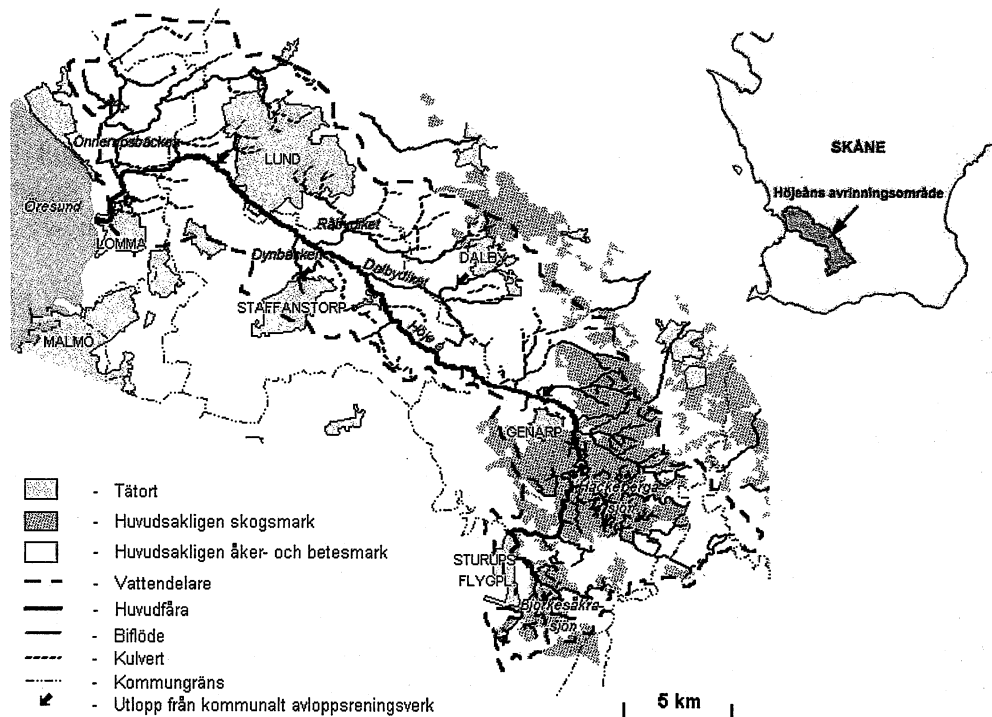
fosfor. En översikt av vilka parametrar och vilka lokaler i Lommabukten som ingår i recipientprogrammet kan ses i tabell 1.

Tabell 1. Sammanställning av provtagning i Öresunds recipientkontrollprogram (ÖVF, 2009-02-23)

Delprogram	Provtagning	Enhet / parameter	Provtagnings-frekvens	Provtagnings-lokal
Hydrografi	Temperatur	°C	1 gång / månad	ÖVF 4:8, ÖVF 4:11
	Salthalt	PSU		
	O ₂	ml/l, %		
	Tot-P	µmol/l		
	Tot-N	µmol/l		
	SiO ₃ -Si	µmol/l		
	Klorofyll <i>a</i>	µg/l		
	Ström	Riktning, cm ³		
	Siktdjup	m		
Växtplankton, klorofyll och primärproduktion	Växtplankton	Förekomst, artantal (celler/l)	14 ggr / år	ÖVF 4:8, ÖVF 4:11 ÖVF 4:8
	Klorofyll <i>a</i>	µg/l		
	Primärproduktion	mg C / (m ² , dag)		
Ålgräs	Ålgräs	Skotttäthet, biomassa, skottlängd, täckningsgrad, sockerhalt i rhizom, djuputbredning	1 gång / år	ÖVF 4:10
Bottenfauna-sediment	Sediment	Redoxpotential	1 gång / år	ÖVF 4:8, ÖVF 4:9, ÖVF 4:11
	Bottenfauna	Förekomst, artantal, biomassa		
Belastningskontroll	BOD ₇	ton / år	Kontinuerligt	Öresund
	Tot-P			
	Tot-N			

4.3 Höje å med omgivning

Höje å ligger i sydvästra Skåne och dess avrinningsområde är ca 316 km² (se figur 1). Avrinningsområdet är fördelat över framförallt Lomma, Lunds och Staffanstorps kommuner, men mindre delar finns även i Kävlinge, Sjöbo, Svedala och Skurups kommuner. Ån mynnar i Lommabukten i Öresund och de enda stora sjöarna i området är Häckebergasjön och Björkesåkrasjön som är belägna högt upp i avrinningsområdet. Ån har ganska få biflöden, uppströms Genarp är Vegarpsån/Olstorpsån den största medan Dalbydiket, Råbydiket, Gamleback/Dynbäck och Önnerupsbäcken är de viktigaste biflödena på slättbygden nedströms Genarp (Höje å vattendragsförbund, 2007a).



Figur 1. Höjeåns avrinningsområde (Höje å vattendragsförbund, 2007a)

Vad gäller markanvändningen i avrinningsområdet dominerar jordbruksmark med ca 60 % av ytan. Skogsmark och tätort utgör lika stora delar av avrinningsområdet, 12 %, medan den totala sjöytan endast uppgår till 0,5 % (Höje å vattendragsförbund, 2007).

Den största punktkällan vad gäller utsläpp till ån kommer från Lunds avloppsreningsverk vid Källby, och beräknat på åren 1986-1989 var utsläppen av kväve och fosfor härifrån i storleksordningen 250 ton respektive 3 ton. Avloppsreningsverk finns även i Dalby, Genarp, Björnstorp, Råby och Staffanstorp (Ekologgruppen, 1990).

4.3.1 Höjeå-projektet

1989 fick Ekologgruppen i uppdrag av Höje å vattendragskommitté att ta fram en landskapsvårdsplan för Höje å och dess omgivningar. Målsättningen med projektet var att ta fram ett åtgärdsförslag som skulle minska transporten av näringsämnen till havet och förbättra vattenkvaliteten i ån (Ekologgruppen, 1990). Man ville även öka den biologiska mångfalden i området, förbättra rekreationsmöjligheterna i, samt öka tillgängligheten till, jordbrukslandskapet (Ekologgruppen, 2004a). I landskapsvårdsplanen (Ekologgruppen, 1990) anges även en del av målsättningen vara att öka den vattenmagasinerande förmågan i avrinningsområdet. Projektet var ett samarbete mellan Lunds, Staffanstorps och Lomma

kommun och drevs via Höje å vattendragsförbund. Projektet pågick mellan 1991 och 2003 (Ekologgruppen, 2004a).

I landskapsvårdsplanen från 1990 föreslogs att våtmarker och dammar skulle anläggas på totalt mer än 200 hektar. Förutom detta skulle även 104 km skyddszoner anläggas. 1994 ändrades denna målsättning till 80 hektar våtmarker och dammar. Med denna planerade areal på dammar och våtmarker beräknades reduktionen i avrinningsområdet totalt sett uppgå till det dåvarande nationella målet om en halvering av kväveutsläppen till havet (Ekologgruppen, 2005a). Detta skulle innebära en minskning av kvävetransporten via Höje å med ca 350 ton per år. För att uppnå detta har reningsverk byggts ut och åtgärder vidtagits inom jordbruket som har bedömts minska kvävetransporten med sammanlagt 270 ton. Målet med Höjeåprojektet var att minska kvävetransporten från Höje å till Öresund med ytterligare 80 ton. Målet var även att väsentligt minska åns transport av fosfor (Ekologgruppen, 2004a).

I slutrapporten (Ekologgruppen, 2004a) anges att 69 dammar/våtmarker anlagts och att hektarmålet på 80 hektar uppnåts till ca 94 %. Den sammanlagda kvävereduktionen i de anlagda dammarna/våtmarkerna beräknades till 42 ton per år vilket innebär att målet på 80 ton endast uppnåts till ca 53 % (Ekologgruppen, 2004a). För att uppnå det tidigare fastställda målet måste ytterligare åtgärder utföras i Höjeåns avrinningsområde.

2004 beslutade kommunstyrelserna i Lund, Lomma och Staffanstorp att man skulle utarbeta ett förslag till ett nytt Höjeåprojekt. Detta förslag skulle innehålla åtgärder som ökar reduktionen av närsalter, en utveckling av möjligheterna till rekreation i området, restaurering av befintliga vattendrag, åtgärder vid dagvattenutsläpp och naturvårdsåtgärder. Resultatet blev Höje å landskapsvårdsplan 2005. I rapporten har Höjeåns avrinningsområde indelats i åtta delavrinningsområden. Totalt planeras 30 våtmarker och dammar med en sammanlagd areal på ca 61 hektar fördelat på dessa åtta delavrinningsområden. Våtmarkerna och dammarna har föreslagits i första hand på lokaler där de gör störst nytta när man ser till närsaltsreducerande förmåga och vissa har föreslagits på lokaler där naturvårdsnyttan är stor. När landskapsvårdsplanen togs fram hade dock inga kontakter tagits med berörda markägare vilket innebär att åtgärderna inte kan utföras om ingen positiv medverkan finns från deras sida (Ekologgruppen, 2005a). Efter att planen framtagits genomgick den en remisshantering där bland annat markägare och länsstyrelsen har fått lämna remissvar med synpunkter på åtgärderna i rapporten. Dessa remissvar inkorporerades sedan i en ny rapport (Ekologgruppen 2007a). I denna plan hade inga ändringar på storlek eller placering av de planerade våtmarkerna och dammarna gjorts. Ytterligare förhandlingar med berörda markägare behövs dock innan planen kan genomföras.

5. METOD

5.1 Kväveretention

Kväveretentionen i de 30 planerade våtmarkerna beräknades enligt Weisner (2004). Retentionen beräknades med två metoder: en regressionsmodell baserad på hydrologisk modellering (metod 1) och i relation med belastning (metod 2) (Weisner, 2004).

5.1.1 Metod 1

Regressionsmodellen som användes var:

$$R = 30,654 + 40,752 \cdot C - 2,835/H$$

- där R = retentionseffekt i kg N / ha våtmark och år
 C = koncentration av tot-N (mg/l) i tillrinnande vatten
 H = hydraulisk belastning (m/dygn)

Uppgifter om koncentration av tot-N i det tillrinnande vattnet saknades och beräknades även den enligt Weisner (2004) med ekvationen:

$$C = U_N / A$$

- där U_N = årlig genomsnittlig kväveutlakning (mg N / år) för tillrinningsområdet
 A = årlig avrinning för området (liter / år)

Den hydrauliska belastningen beräknades också enligt Weisner (2004):

$$H = A \cdot Y_T / Y_V$$

- där A = årlig avrinning för området (m / år)
 Y_T = tillrinningsområdets yta (m²)
 Y_V = våtmarkens yta (m²)

Enligt Weisner (2004) ger regressionsmodellen osäkra och ofta negativa värden på retentionen vid låg belastning (< 250 kg N per ha och år). Därför har denna modell ej använts på våtmarker med låg belastning (i detta fall endast våtmark nr. 4).

5.1.2 Metod 2

Vid beräkning av retention utifrån relation med belastning användes en relation som gäller vid hög belastning (> 100 kg N / ha och år) på alla planerade våtmarker utom våtmark nr 4 då alla utom denna uppskattades ha en belastning över 100 kg N / ha och år:

$$LR = 0,712 + 0,519LB$$

- där LB = log belastning (kg N / ha och år)
 LR = log retention (kg N / ha och år)

Belastningen på våtmarken beräknades som total utlakning för tillrinningsområdet dividerat med våtmarkens areal. Den retention som erhålls avser retention i våtmarken och inte effekten i form av minskad kvävetransport till havet. Retentionseffekten på havet beräknades enligt Weisner (2004) genom att den procentuella nedströms retentionen drogs från det erhållna retentionsvärdet för respektive våtmark. Den procentuella nedströms retentionen erhöles genom att inplacera våtmarken i kartan för "down-stream retention" som

finns i Arheimer & Brandt (1998). För retentionseffekten erhöjls då ett minimum och ett maximum värde.

För våtmarker med låg belastning (i detta fall endast våtmark nr. 4) användes istället en relation som gäller då belastningen är mindre än 100 kg N/ha våtmark och år:

$$LR = -0,46 + 0,88LB$$

där LB = log belastning (kg N / ha och år)

LR = log retention (kg N / ha och år)

Uppgifter om kväveutlakning från åkermark för olika regioner i Sverige hämtades från Johnsson & Mårtensson (2002). Värde som användes var medelvärdet av medelutlakningen för 1995 och 1999, vilket kan ses i bilaga 1. Även avrinningen hämtades från Johnsson & Mårtensson (2002). Den genomsnittliga kväveutlakningen från skog är i Sverige mellan 1 och 5 kg N / ha och år (Leonardson, 1994) och i beräkningsmodellen användes det högre värdet (5 kg N / ha och år). För övrig mark sattes också den genomsnittliga kväveutlakningen till 5 kg N / ha och år (Weisner, 2004).

5.2 Fosforretention

Fosforretentionen i våtmarkerna beräknades enligt Weisner (2004) utifrån relationen mellan belastning och retention:

$$R = 0,1107 \cdot B$$

där R = retention (kg P / ha och år)

B = belastning (kg P / ha och år)

Belastningen på våtmarken beräknades som total utlakning av fosfor för tillrinningsområdet dividerat med våtmarkens areal. Den retention som erhålls avser retention i våtmarken och inte effekten i form av minskad fosfortransport till havet. Ulén *et al.* (2000) fann att medelutlakningen av fosfor från åkermark beräknat från elva observationsfält i Sverige var 0,4 kg P / ha och år. Detta värde användes vid beräkning av fosforretentionen i våtmarkerna. Akselsson *et al.* (2008) beräknade fosforbudget för Sverige där man i beräkningarna använde ett värde på läckage från skog, vilket uppgick till 0,04 kg fosfor per hektar och år. Detta värde användes även här för läckage från skog. Uppgifter om läckage från övrig mark hittades inte, varför detta läckage sattes till samma som för skog (0,04 kg / ha & år).

Den hydrauliska belastningen har i alla beräkningar maximerats till 0,5 m/dygn enligt Weisner (2004).

Den sammanlagda kväve- respektive fosforretentionen för samtliga planerade våtmarker beräknades sedan för att uppskatta våtmarkernas effekt på närsaltshalten i Lommabukten.

5.3 Databehandling

Uppgifter om de 30 planerade våtmarkernas storlek, tillrinningsområde och markanvändning hämtades från Ekologgruppen (2005a).

För våtmark nr. 4 fanns ingen uppgift om tillrinningsområdets storlek eller markanvändning (Ekologgruppen, 2005a), men efter kontakt med Ekologgruppen bedömdes tillrinningsområdet vara 30-60 ha och markanvändningen uppgavs vara åkermark och dagvatten från industrier (Krook, 2008-09-25, pers. komm.). I beräkningen sattes

tillrinningsområdet till 60 ha och markanvändningen sattes till 50 % åkermark och 50 % övrig mark.

För våtmark nr. 3 vid Trolleberg i Lunds kommun ingår Höje å i tillrinningsområdet och här användes även medelvärden av den flödesviktade kväve- respektive fosforhalten 2003-2007 för detta område i Höje å hämtat från Ekologgruppen (2008a) i beräkningen av retentionen. Anledningen till att värden från tidigare år inte användes var att Höjeå-projektet avslutades 2003 och de våtmarker som anlagts i projektet har påverkat transporten av näringsämnen via ån. Våtmark nr. 3 påverkas även av de våtmarker som anläggs uppströms (våtmark 4-7 och våtmark 16-30). För att få fram en ny kväve- respektive fosforhalt har summan av retentionen i de uppströms placerade våtmarkerna omräknats med hjälp av medelvattenföringen 2003-2007 vid Trolleberg till en kvävehalt som sedan subtraherats från medelvärdet av den flödesviktade kväve- respektive fosforhalten 2003-2007. Vid beräkning av kväveretention med regressionsmodellen användes denna framräknade kväve- respektive fosforhalt direkt. Vid beräkning av retention i relation med belastning beräknades belastningen från Höje å med hjälp av denna framräknade kväve- respektive fosforhalt, och medelvattenföringen vid Trolleberg 2003-2007 (Ekologgruppen, 2004b, Ekologgruppen, 2005b, Ekologgruppen, 2006, Ekologgruppen, 2008a, Myrestam & Uppman, 2007). För att få den totala belastningen på våtmarken adderades belastningen från Höje å med belastningen från tillrinningsområdet.

För våtmark nr. 7 har arealen inte bestämts slutgiltigt utan anges vara 5-20 hektar (Ekologgruppen, 2005a). Dock har Ekologgruppen (2005a) vid beräkning av kostnad för anläggning av våtmarken använt arealen 10 hektar. Vid beräkning av retention i denna våtmark har en areal på 10 hektar därför använts.

För våtmark nr. 9 anges arealen till 8 hektar, varav 3 hektar vattenyta och 5 hektar fuktig betesmark (Ekologgruppen, 2005a). Vid beräkning av kväveretention för denna våtmark har retentionen för den fuktiga betesmarken beräknats med hjälp av förhållandet mellan retention och belastning som tagits fram för danska våtängar (Leonardson, 1994). Därefter beräknades retentionen för våtmarkens vattenyta på samma sätt som för övriga våtmarker, efter att belastningen på våtmarkens vattenyta korrigerats mot hur mycket näringsämnen som tagits bort vid retentionen i den fuktiga betesmarken. Sedan summerades retentionen för den fuktiga betesmarken och retentionen för våtmarkens vattenyta för att få den totala retentionen i våtmarken. Vad gäller fosfor har inget liknande samband för våtängar hittats varför retentionen har beräknats på samma sätt som för övriga våtmarker, d.v.s. hela arealen bedömdes vara våtmark.

5.4 Kostnadseffektivitet

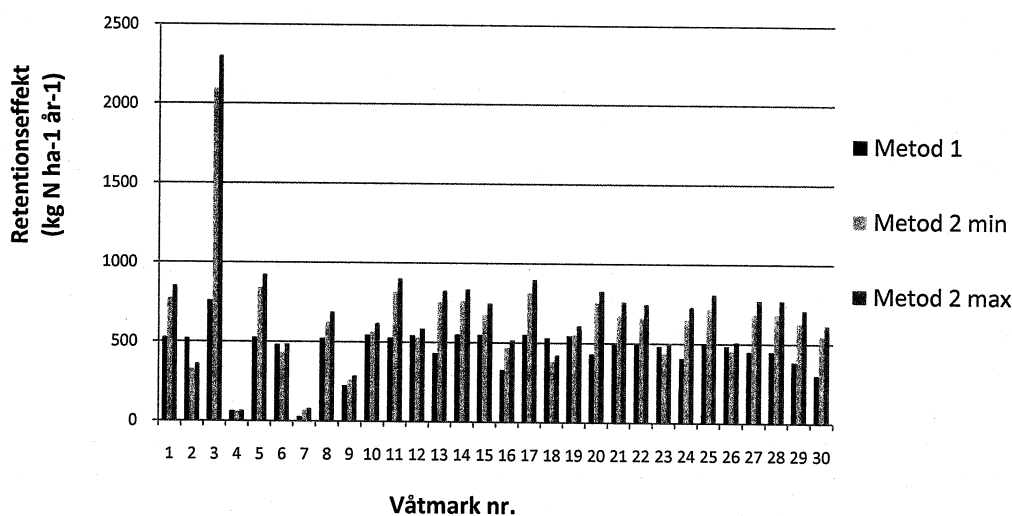
Våtmarkens kostnadseffektivitet för kväve beräknades genom att den uppskattade kostnaden för varje våtmark delades med kväveretentionen per hektar våtmark och år. Kostnadseffektiviteten beräknades för 20 år eftersom en anlagd våtmark ska bevaras som våtmark i minst 20 år (Jordbruksverket, 2007). Kostnaden för varje våtmark hämtades från Höje å Landskapsvårdsplan 2007 (Ekologgruppen, 2007a). Kväveretentionen per hektar våtmark och år som användes i beräkningarna var medelvärdena av de framräknade kväveretentionerna per hektar och år för varje våtmark enligt de två metoderna beskrivna ovan.

6. RESULTAT

6.1 Retention

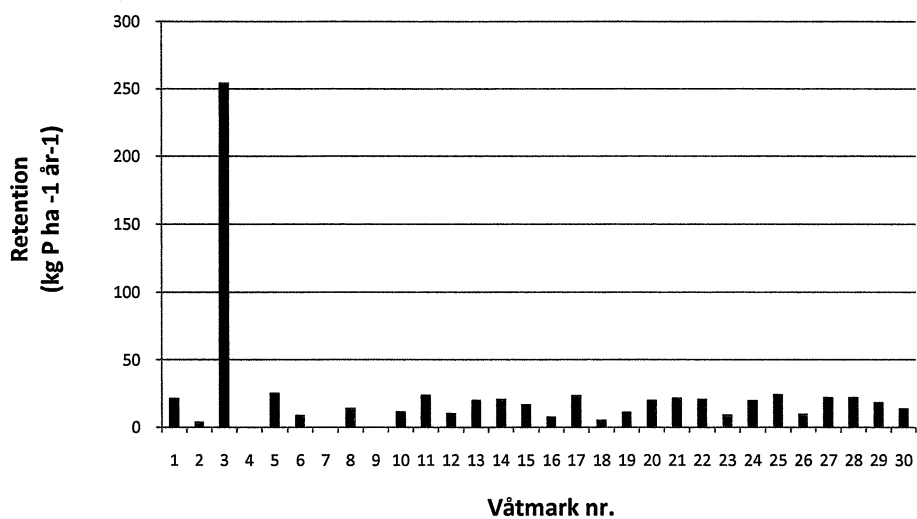
Våtmark nr. 4 hade för låg belastning för att metod 1 (regressionsmodellen) skulle kunna användas vid beräkning av kväveretention. Vid sammanställning av den totala retentionseffekten med metod 1 för alla våtmarker användes för våtmark nr. 4 i stället medelvärdet av kväveretentionen som beräknats med metod 2.

Retentionseffekten för kväve blev i regel högre vid beräkning med metod 2 än med metod 1. Den totala retentionseffekten av kväve per år för alla våtmarker var 18,6 ton (metod 1), 26,6 ton (metod 2 min.) och 29,4 ton (metod 2 max.). Den totala retentionen av fosfor för alla våtmarker var 1,23 ton. Retentionseffekten av kväve per hektar för varje våtmark kan ses i figur 2. Våtmark nr. 3 har högst retentionseffekt per hektar enligt båda beräkningsmetoderna (metod 1: 762,1 kg N ha⁻¹ år⁻¹, metod 2 min.: 2 095 kg N ha⁻¹ år⁻¹, metod 2 max.: 2305 kg N ha⁻¹ år⁻¹). Lägst retentionseffekt har våtmark nr. 4 (medel metod 2: 64,4 kg N ha⁻¹ år⁻¹, metod 2 min.: 61,4 kg N ha⁻¹ år⁻¹, metod 2 max.: 67,5 kg N ha⁻¹ år⁻¹) och våtmark nr. 7 (metod 1: 29,6 kg N ha⁻¹ år⁻¹, metod 2 min.: 72,4 kg N ha⁻¹ år⁻¹, metod 2 max.: 81,4 kg N ha⁻¹ år⁻¹).



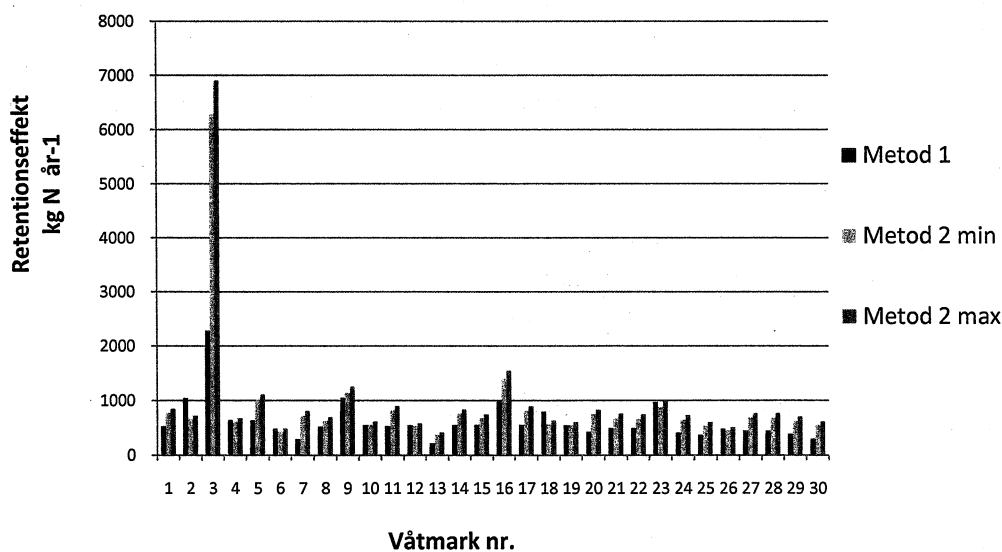
Figur 2. Retentionseffekt av kväve (kg ha⁻¹ år⁻¹) för varje våtmark och beräkningsmetod

I figur 3 ses retentionen av fosfor per hektar för varje våtmark. Även här har våtmark nr. 3 högst retention (254,8 kg P ha⁻¹ år⁻¹) medan våtmark nr. 4 och våtmark nr. 7 har lägst retention (0,15 kg P ha⁻¹ år⁻¹ och 0,22 kg P ha⁻¹ år⁻¹).



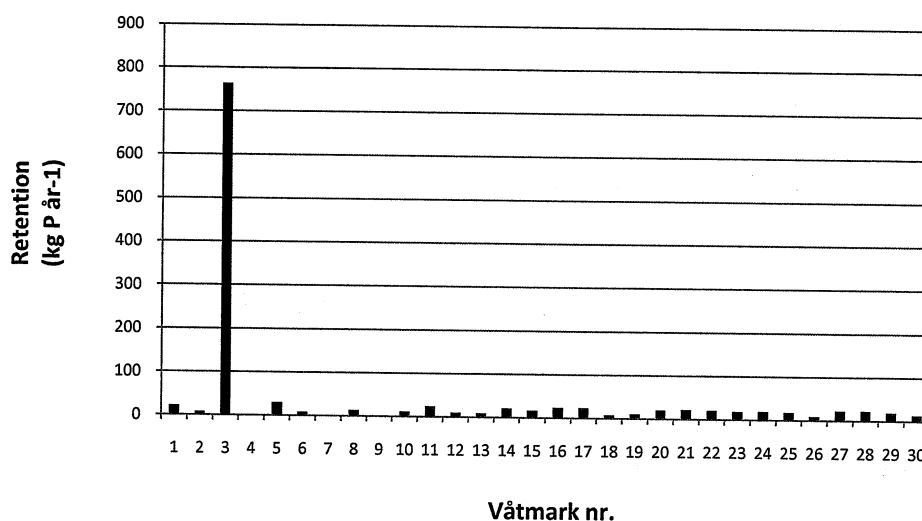
Figur 3. Retention av fosfor (kg ha⁻¹ år⁻¹) för varje våtmark

Den totala retentionseffekten av kväve för respektive våtmark visas i figur 4. Den totala retentionseffekten är högst för våtmark nr. 3 (metod 1: 2286 kg N år⁻¹, metod 2 min.: 6286 kg N år⁻¹, metod 2 max.: 6914 kg N år⁻¹) och lägst för våtmark nr. 13 (metod 1: 216,3 kg N år⁻¹, metod 2 min.: 377,4 kg N år⁻¹, metod 2 max.: 415,1 kg N år⁻¹).



Figur 4. Retentionseffekt av kväve (kg år⁻¹) för varje våtmark och beräkningsmetod

I figur 5 ses den totala retentionen av fosfor för respektive våtmark. Våtmark nr. 3 har högst retention (764,3 kg P år⁻¹) medan våtmark nr. 4 har lägst (1,46 kg P år⁻¹).



Figur 5. Retention av fosfor (kg år⁻¹) för varje våtmark

I tabell 2 visas medelbelastningen per år från de tre större åar som mynnar i Lommabukten (Höje å, Kävlingeån och Segeån). Kävlingeån har högst belastning av både kväve och fosfor. Belastningen av kväve och fosfor skiljer sig marginellt mellan Höje å och Segeån. Medelbelastningen av kväve är lägst från Segeån, medan medelbelastningen av fosfor är lägst från Höje å. Höjeåns medelbelastning av kväve och fosfor uppgår till 509,7 ton år⁻¹ respektive 8,59 ton år⁻¹. Efter anläggning av de 30 planerade våtmarkerna kommer kvävebelastningen från Höje å att hamna mellan 480,3 ton år⁻¹ och 491,1 ton år⁻¹. Fosforbelastningen från Höje å kommer att hamna på 7,36 ton år⁻¹.

Tabell 2. Medelbelastning per år 2003-2007 från de tre större åar som mynnar i Lommabukten (Höje å, Kävlingeån, Segeån)

	Medelbelastning per år 2003-2007 ¹	
	N (ton år ⁻¹)	P (ton år ⁻¹)
Höje å*	509,7	8,59
Kävlingeån**	1767	24,2
Segeån***	410,8	9,42
Totalt	2688	42,2

¹Medel beräknat från värden på årsbelastning från 2003-2005

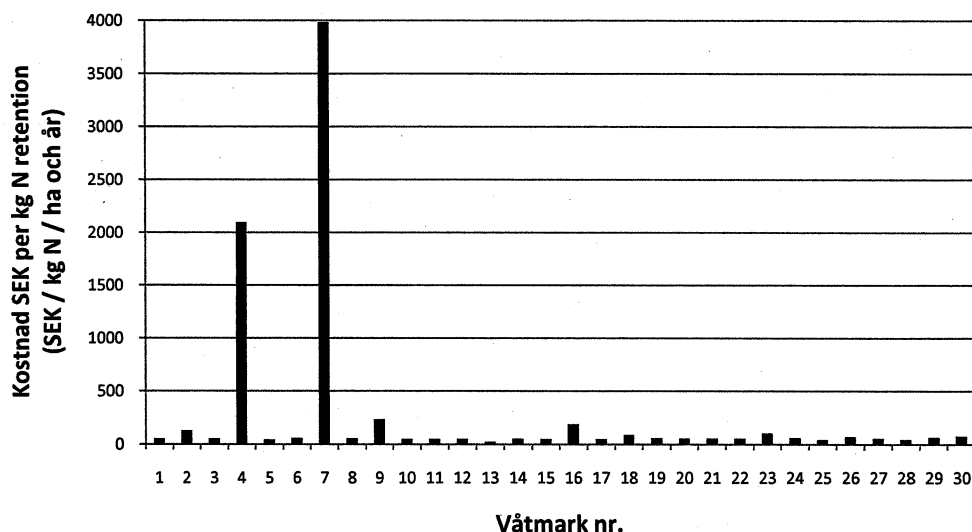
(Öresundsvattensamarbetet, 2005), 2006 (*Myrestam & Uppman, 2007,

Ekologgruppen, 2007b, *Ekologgruppen, 2007c) och 2007

(*Ekologgruppen, 2008a, **Ekologgruppen, 2008b, ***Ekologgruppen, 2008c)

6.2 Kostnadseffektivitet

I figur 6 visas kostnadseffektiviteten för varje våtmark. Våtmarken med lägst kostnad per kg borttaget kväve per hektar och år är den våtmark som har bäst kostnadseffektivitet. Våtmark nr. 13 har bäst kostnadseffektivitet med 23 SEK per kg borttaget kväve per hektar och år. Våtmark nr. 4 och våtmark nr. 7 är de som har sämst kostnadseffektivitet med 2100 SEK respektive 3400 SEK per kg borttaget kväve per hektar och år. Beräknat på alla våtmarkerna ligger kostnaden i medel på 270 SEK per kg borttaget kväve per hektar och år. Om man bortser från de två våtmarkerna med sämst kostnadseffektivitet (våtmark nr. 4 och våtmark nr.7) hamnar kostnaden i medel på 67 SEK per kg borttaget kväve per hektar och år.



Figur 6. Kostnad SEK per kg borttaget kväve per hektar och år för varje våtmark

7. DISKUSSION

7.1 Retention

Den totala retentionseffekten av kväve beräknades hamna mellan 18,6 och 29,4 ton per år. Då kvävebelastningen från Höje å i dagsläget ligger på ett medel av 509,7 ton per år (se tabell 1) kommer belastningen av kväve efter anläggning av de planerade våtmarkerna minska med 3,6-5,8 %. Minskningen i total belastning av kväve från de tre större åar som mynnar i Lommabukten hamnar mellan 0,7 % och 1,1 %. För fosfor beräknades den totala retentionen vara 1,23 ton. I dagsläget är medelbelastningen av fosfor från Höje å ca 8,59 ton, vilket innebär att fosforbelastningen från ån kommer att minska med 14,3 %. Minskningen av den totala fosforbelastningen från de tre större åarna som mynnar i bukten hamnar på 2,9 %.

Wulff *et al.* 2007 fann vid modellering att om alla Östersjöomgivande länderna skulle haft moderna avloppsreningsverk skulle belastningen av kväve och fosfor till de danska sunden minska med 2 % respektive 15 %. Primärproduktionen skulle då minska med 13 % och siktdjupet skulle öka med 6 %. Kvävefixeringen i sin tur skulle minska med 55 % (Wulff *et al.*, 2007). Den totala minskningen i belastning av både kväve och fosfor till Lommabukten är troligtvis för låg för att ge någon effekt i bukten liknande den som beskrivits ovan, både vad gäller halter av näringsämnen och vad gäller ekologiska effekter.

I Helcoms aktionsplan för Östersjön (Helcom, 2009) anges att planerade åtgärder i form av våtmarksanläggning kan minska belastningen av kväve till Öresund med 150 ton om den genomsnittliga reningseffekten är 100 kg kväve per hektar våtmark. För de flesta av de planerade våtmarkerna i Höje å landskapsvårdsplan 2005 är reningseffekten för kväve högre än 100 kg per hektar våtmark. Detta gör att den sammantagna minskningen i kvävebelastning för alla planerade våtmarker i avrinningsområdet till Öresund, kan komma att bli större än vad som anges i aktionsplanen för Östersjön.

I miljömålet "Ingen övergödning" anges som mål att de vattenburna kväve- och fosforutsläppen ska minska med minst 30 % respektive 20 % av 1995 års nivå. Kväve- och fosforbelastningen från Höje å uppgick 1995 till 747 ton per år respektive 14,1 ton per år (Öresundsvattensamarbetet, 2005). Resultaten visar att närsaltsbelastningen från Höje å kommer att minska med mer än 20 % för fosfor och mer än 30 % för kväve. Detta innebär dock inte att de totala vattenburna närsaltsutsläppen till havet har minskat tillräckligt för att nå miljömålet "Ingen övergödning".

Våtmark nr. 3 har en väldigt hög belastning av både kväve och fosfor (se bilaga 1) vilket förklarar den höga närsaltsretentionen för denna våtmark. Den höga belastningen beror på att Höje å ingår i tillrinningsområdet. Dock verkar retentionen vara extremt hög för att kunna spegla den verkliga retentionen i våtmarken. Kväveretentionen som beräknats med metod 1 ($762,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ eller totalt 2286 kg år^{-1} , se figur 2 och 4 och bilaga 1) verkar vara rimligare än retentionen vid beräkning med metod 2 ($2095 - 2305 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ eller totalt $6286 - 6914 \text{ kg år}^{-1}$, se figur 2 och 4 och bilaga 1). Fosforretentionen uppgår även den till ett orimligt högt värde ($254,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ eller $764,3 \text{ kg år}^{-1}$, se figur 3 och 5 och bilaga 1). Detta påverkar naturligtvis även slutresultatet för den sammanlagda retentionen av både kväve och fosfor för alla planerade våtmarker.

Lägst retention per hektar våtmark, av både kväve och fosfor, har våtmark nr. 4 och våtmark nr. 7 vilket beror på att dessa våtmarker båda har en relativt låg belastning av bägge näringsämnena. Totalt sett har våtmark nr. 13 lägst retention vilket inte beror på låg belastning utan att våtmarkens areal är liten (0,5 ha, se bilaga 1).

I Höje å landskapsvårdsplan från 1990 hade man som mål att minska transporten av kväve från Höje å till Öresund med 80 ton (Ekologgruppen, 1990). I projektets slutrapport beräknades kväveretentionen i de anlagda våtmarkerna uppgå till 42 ton (Ekologgruppen, 2004a) vilket innebär att anläggning av våtmarker med ytterligare kväveretention på 38 ton skulle behövas för att nå målet från 1990. Efter anläggning av de planerade våtmarkerna i

Höje å landskapsvårdsplan från 2007 har man kommit lite närmare målet. Resultaten av retentionsberäkningarna visar dock att det behövs ytterligare åtgärder som minskar transporten av kväve med 8,6 – 19,4 ton för att nå det tidigare uppställda målet.

Den beräknade retentionen av fosfor visar retentionen i våtmarken och inte retentionseffekten på havet. För fosfor finns dock ingen process motsvarande denitrifikationen av kväve, men en viss retention kan dock ske nedströms genom sedimentation av partikulärt fosfor. Detta kan då påverka vilken effekt retentionen får på havet.

7.2 Kostnadseffektivitet

Kostnadseffektiviteten för våtmark nr. 4 och våtmark nr. 7 är tyvärr väldigt dålig (se figur 6). Detta beror på att anläggningskostnaden för båda våtmarkerna är väldigt hög, medan retentionen är väldigt låg. Den våtmark som har bäst kostnadseffektivitet (våtmark nr. 13) är också den våtmark som beräknats ha minst anläggningskostnader. Kostnaden för de flesta våtmarkerna ligger på mer än 50 SEK per kg borttaget kväve per hektar och år, och i medel på 67 SEK per kg borttaget kväve per hektar och år om man bortser från våtmark nr. 4 och våtmark nr. 7. För Höjeå-projektet som påbörjades 1990 har man beräknat kostnaden till 31 SEK per kg borttaget kväve per hektar och år. I den beräkningen har man räknat med en ränta på 6 % och en avskrivningstid på 30 år, medan en avskrivningstid på 20 år har använts i det här arbetet och ingen ränta är inräknad.

För de våtmarker som har sämst kostnadseffektivitet bör man innan anläggning fundera på om det finns ett sätt att sänka anläggningskostnaderna, alternativt försöka hitta en ny placering av våtmarken för att få en högre närsaltsretention.

Kostnadseffektiviteten för de våtmarker som den här beräkningen grundas på är relativt dålig, dock kan kostnadseffektiviteten inte bedömas slutgiltigt förrän våtmarkerna är anlagda och en mätning av retentionen i våtmarkerna har gjorts. Man får inte heller glömma att trots att närsaltsretentionen är relativt låg och kostnaderna ganska höga för våtmarkerna har våtmarkerna även andra funktioner i landskapet, som t.ex. att främja en ökad biologisk mångfald och att vara värdefulla områden för rekreation.

7.3 Utvärdering av metoderna

Resultaten för beräkningarna av kväveretention skiljer sig mycket beroende på vilken metod man använder. Regressionsmodellen i metod 1 presenteras i Weisner, 2004, och baseras på en hydrologisk modellering som gjorts för 40 halländska våtmarker och från mätresultat från 8 skånska och halländska våtmarker (Arheimer & Wittgren, 2002). Regressionsmodellen som används i metod 1 har en determinationskoefficient (r^2) på 0,947. Detta innebär att ca 95 % av variationen i retention som erhålls genom hydrologisk modellering av de 40 våtmarkerna kan förklaras av regressionsmodellen (Weisner, 2004). Fördelen med att använda metod 1 jämfört med metod 2 är just att determinationskoefficienten för regressionsmodellen är så hög. Nackdelen med metod 1 är att eftersom regressionsmodellen till stor del baseras på våtmarker placerade i ett enda avrinningsområde i Halland kan avvikelser förekomma då denna modell appliceras på våtmarker i andra avrinningsområden med andra hydrologiska och meteorologiska förhållanden.

I metod 2 beräknades retentionen utifrån relation med belastning. Denna metod baseras på enskilda våtmarker som undersökts i Arheimer & Wittgren, 2002, samt data från 3 våtmarker i Skåne och 3 våtmarker i Norge (Weisner, 2004). En nackdel med denna metod är att determinationskoefficienten (r^2) för denna framtagna relation är lägre än för ($r^2 = 0,6574$, Weisner, 2004), vilket innebär att denna metod inte är lika säker som metod 1. Fördelen med metod 2 är att data hämtats från många våtmarker i olika avrinningsområden. Metoden blir visserligen mer generell vilket även kan vara en nackdel.

Metoden som användes vid beräkning av fosforretentionen i våtmarkerna är även denna baserad på relationen mellan belastning och retention i Skandinaviska våtmarker såsom metod 2 för kväveretention. Variationen kring regressionslinjen som erhöles är väldigt stor och determinationskoefficienten är väldigt låg ($r^2 = 0,1684$, Weisner, 2004). Detta innebär att metoden för beräkning av fosforretention tyvärr är ganska osäker. För att få bättre precision i beräkningarna bör man istället utföra mätningar och samla in data från de våtmarker som redan finns i Höjeåns avrinningsområde för att ta fram metoder för beräkning av kväve- och fosforretention.

Resultaten av retentionsberäkningarna bör användas med stor försiktighet. Den verkliga retentionen i de planerade våtmarkerna beror på en mängd olika faktorer. Retentionen ökar i regel med högre belastning, men andra faktorer påverkar också retentionen (Weisner, 2004). Klimatskillnader mellan olika områden, vilken typ av vegetation som finns i våtmarken och våtmarkens utformning är exempel på sådana faktorer (Weisner, 2004). På grund av detta kan ingen säker bedömning av våtmarkernas närsaltsretention göras innan våtmarkerna anlagts.

Eftersom åtgärderna i Höjeåns avrinningsområde endast kan utföras med positiv medverkan från berörda markägare innebär detta att det inte är säkert att antalet våtmarker som anläggs i slutändan kommer att stämma överrens med Höje å landskapsvårdsplan från 2007, vilken använts som underlag i dessa retentionsberäkningar. Inte heller är det säkert att storleken på våtmarkerna kommer att nå upp till det antal hektar som uppges i planen. Detta innebär att den verkliga retentionseffekten kanske inte kommer att stämma överrens med den här framräknade retentionseffekten.

7.4 Fler projekt i Lommabuktens tillrinningsområde

Även i de två andra större åarna som mynnar i Lommabukten (Kävlingeån och Segeån) pågår arbeten för att bland annat minska transporten av näringsämnen (Ekologgruppen, 2008-12-19; Segeåns Vattendragsförbund, 2008-12-19). Beroende på hur stor retentionseffekt dessa arbeten medför kan en positiv ekologisk effekt bli följden i Lommabukten och dess status enligt vattendirektivet kan eventuellt komma att höjas. Förutom anläggning av våtmarker i Höjeåns avrinningsområde planerar man bland annat att restaurera befintliga våtmarker, anlägga dagvattendammar och återmeandra Höje å (Ekologgruppen, 2007a). Dessa åtgärder kan också öka närsaltsretentionen ytterligare i Höjeåns avrinningsområde och öka möjligheten för att positiva effekter uppnås i Lommabukten. Hur stor minskning av näringsämnestransporten det blir och vilka effekter det får är svårt att uppskatta, varför en uppföljning krävs när de olika projekten har slutförts.

7.5 Effekter i Lommabukten

Anläggandet av våtmarker i Höjeåns avrinningsområde, och i andra avrinningsområden till Lommabukten, ger en minskning i närsaltstransporten, vilket kan ge positiva effekter i bukten. Exempel på sådana effekter kan vara en ökad täthet och en ökad djuputbredning av ålgräsbestånden. Detta medför i sin tur att habitatet ökar för arter som lever i ålgräsbestånd och att möjligheterna att hitta gömställen ökar för fisk och andra djur. När ålgräsbestånden ökar kan man också få en uppgång i lyckad reproduktion av fisk, exempelvis torsk, och andra djur.

Öresunds vattenvårdsförbund har inventerat ålgräs i Öresund sedan 1997 och har en provtagningsstation utanför Bjärred i Lommabukten, med en grund (1,8 m) och en djup (4,1 m) station (Olsson, 2008). På den grunda stationen förekom 2007 inga stora förändringar från tidigare år. På den djupa stationen har skotttätheten, biomassan och täckningsgraden minskat rejält 2007 jämfört med tidigare år. Även djuputbredningen har minskat kraftigt, från 5,7 m 2006 till 3,5 m 2007. Marin miljökonsult utförde 2007 på uppdrag av Lomma kommun en inventering av ålgräs i Lommabukten. Denna inventering visade att täckningsgraden av ålgräs

i större delen av bukten var mindre än 40 %. Visserligen fanns mindre områden med en täckningsgrad på mellan 40 och 60 %, medan en täckningsgrad på mer än 60 % endast hittades på enstaka punkter i bukten. Inga områden med en hundra procentig täckning hittades vid denna inventering. I de djupare områdena hittades enstaka förekomster av ålgräs ner till 8,6 meters djup. De områden där man hittade rikligast förekomst av ålgräs var i Lommabuktens norra och södra delar (Marin Miljökonsult, 2007). Strax norr om Höjeåns mynning fanns ett område där man endast hittat enstaka ålgrässtrån med ett avstånd på minst 5 meter mellan stråna (se Bilaga 1 i Marin Miljökonsult, 2007). Anledningen till att ålgräsbeståndet är så glest just här kan bero på att näringsämnen från Höje å förs norrut med strömmar, begränsar siktdjupet i detta område och gynnar produktionen av växtplankton och t.ex. grönslick, vilket hämmar ålgräsets produktion. I jämförelse med den inventering som gjorts av Marin miljökonsult i Lommabukten verkar den minskning som upptäcktes av Olsson, 2008, vid Bjärred vara lokal. Dock visar undersökningarna att ålgräset är mindre förekommande vid, och strax norr om, Höjeåns mynning, vilket indikerar att det finns en påverkan från ån och dess transport av näringsämnen. Vid anläggning av de 30 planerade våtmarkerna kan alltså följden bli positiva effekter för ålgräsbestånden, vilket i sin tur kan ha positiva effekter på resten av ekosystemet i bukten.

För att få en långsiktig lösning på övergödningsproblemet räcker det dock inte att anlägga våtmarker. Man måste även höja grundvattennivån för att förlänga vattnets uppehållstid i marken och därmed öka retentionen.

7.6 Nytt övervakningsprogram

För att bedöma miljötillståndet i Lommabukten behövs en kontrollerande övervakning. Eftersom bukten bedömts ha sämre än god status och att det finns en risk att god status ej uppnås till 2015 bör den kontrollerande övervakningen kompletteras med en operativ övervakning avseende framför allt påverkan från eutrofierande ämnen.

7.6.1 Kontrollerande övervakning

I tabell 3 visas de kvalitetsfaktorer och provtagningsfrekvenser som ska omfattas av den kontrollerande övervakningen för kustvatten enligt bilaga V i ramdirektivet för vatten och i tabell 4 anges vilka parametrar som ska ingå.

Tabell 3. Provtagningsfrekvens för de kvalitetsfaktorer som ingår i den kontrollerande övervakningen enligt bilaga V i Ramdirektivet för vatten

Kvalitetsfaktor	Provtagningsfrekvens
Biologiska	
Växtplankton	2 ggr/år
Andra vattenväxter	Vart tredje år
Makroinvertebrater	Vart tredje år
Hydromorfologiska	
Morfologi	Vart sjätte år
Fysikalisk-kemiska	
Temperaturförhållanden	4 ggr/år
Syresättning	4 ggr/år
Näringsstatus	4 ggr/år
Andra förorenande ämnen	4 ggr/år
Prioriterade ämnen	12 ggr/år

Tabell 4. Sammanställning av de parametrar som ingår i respektive kvalitetsfaktor i den kontrollerande övervakningen enligt bilaga V i Ramdirektivet för vatten

Kvalitetsfaktor	Parameter
Biologiska	<i>Växtplankton</i> : sammansättning, förekomst, biomassa <i>Andra vattenväxter</i> : sammansättning, förekomst <i>Makroinvertebrater</i> : sammansättning, förekomst
Hydromorfologiska	<i>Morfologi</i> : djup, bottenstruktur, bottensubstrat, tidvattenzonsstruktur <i>Tidvattenmönster</i> : dominerande strömriktning, vågexponering
Fysikalisk-kemiska	<i>Allmänt</i> : Siktdjup, vattentemperatur, syrgashalt, salthalt, näringsförhållande <i>Särskilda förorenande ämnen</i> : Förorening från ämnen som släpps ut i vattenförekomsten <i>Prioriterade ämnen</i> : Ämnen som släpps ut i vattenförekomsten och finns listade i Beslut 2455/2001/EG

7.6.2 Operativ övervakning

När det gäller den operativa övervakningen föreslås ett program avseende eutrofierande ämnen. I bilaga V, punkt 1.3.2, i ramdirektivet framgår att den operativa övervakningen ska innefatta de kvalitetsfaktorer som återspeglar den påverkan som vattenförekomsten utsätts för. I den operativa övervakningen föreslås utökad provtagning av näringsämnen. Förutom totalfosfor och totalkväve vinter- och sommartid bör även löst oorganiskt kväve och fosfor provtas vintertid. På detta sätt kan man, innan vårblomningen startar, få ett mått på hur stor närsaltspool som finns tillgänglig för produktion och då även eutrofieringspåverkan på området (Naturvårdsverket, 2007).

7.6.3 Undersökande övervakning

I bilaga V i ramdirektivet för vatten anges att förorenande ämnen ska klassificeras vid bedömning av vattenförekomstens status. Vilka ämnen som avses är de förorenande ämnen som släpps ut i betydande mängd i vattenförekomsten. Eftersom en dokumentation av sådana ämnen saknas för Lommabukten föreslås en undersökande övervakning avseende förorenande ämnen och dess effekter i havet. Övervakningen bör främst gälla de ämnen som tillförs Lommabukten via vattendrag, i detta fall Höje å.

7.6.4 Skillnader mot dagens övervakning

Dagens övervakning vad gäller hydrografi, växtplankton, ålgräs och bottenfauna är mer än tillräcklig vad gäller antal provtagningstillfällen. När det gäller näringsämnen behöver man alltså utöka programmet med en provtagning av löst oorganiskt kväve och fosfor under vinterhalvåret.

En utökning av antalet provtagningslokaler behövs för alla delprogrammen, exempelvis med en provtagningspunkt vid Höjeåns mynning och provtagningsstationer placerade i en gradient ut från mynningen, förutom de punkter som finns idag (en placerad norr om och en söder om Höjeåns mynning). Man bör även göra en inventering varje år av både växter och djur. Detta görs som sagt redan för bottenfauna i ÖVF:s regi, men en sådan undersökning bör göras för även för andra djur och även växter. Denna inventering kan sedan ge en bild av vilka förändringar som sker i artsammansättning och utbredning av både växter och djur vid Höjeåns mynning efter anläggningen av de planerade våtmarkerna.

I recipientprogrammet bör man också komplettera med en undersökande övervakning enligt ovan för att dokumentera utsläpp av förorenande ämnen. Därefter ska en övervakning av dessa ämnen ske fyra gånger om året. Övervakningen vid Höje å bör även kombineras med

övervakning vid övriga vattendrag som mynnar i Lommabukten för att få en bild av den totala påverkan som bukten utsätts för.

8. SLUTSATS

Den minskning som sker i näringsämnestransporten, efter anläggning av våtmarker i Höjeåns avrinningsområde, är för liten för att ge någon synlig effekt i Lommabukten. Dock kan dessa åtgärder, i kombination med åtgärder i andra avrinningsområden, ge en positiv ekologisk effekt. Exempel på effekter är ökad utbredning av ålgräs och i förlängningen en ökad reproduktion av fisk och andra djur som lever i ålgräsbäddar. För att se vilka förändringar som sker över tid efter att dessa åtgärder genomförts bör man komplettera dagens övervakningsprogram med fler provtagningslokaler, utökad provtagning av näringsämnen och en årlig inventering av växter och djur.

En minskning i närsaltstransporten till Lommabukten kan, tillsammans med åtgärder i andra avrinningsområden i Sverige och i andra länder, bidra till att Östersjön har en möjlighet att återhämta sig, att algbloomingarna minskar och att områden med syrebrist åter minskar.

9. ERKÄNNANDE

Tack till Anders Persson och Helena Björn för handledning och kommentarer under arbetets gång. Tack även till Andreas Jönsson och min övriga familj för allt stöd. För värdefull hjälp och svar på alla mina frågor vill jag tacka Stefan Weisner, Lars Leonardson, Jep Agrell, Bo Leander, Emilie Björling, Ann-Marie Fransson och Johan Krook.

10. REFERENSER

- Akselsson, C., Westling, O., Alveteg, M., Thelin, G., Fransson, A-M. & Hellsten S. 2008. The influence of N load and harvest intensity on the risk of P limitation in Swedish forest soils. *Science of the Total Environment* 404: 284-289.
- Arheimer, B. & Brandt, M. 1998. Modelling nitrogen transport and retention in the catchments of southern Sweden. *Ambio* 27:471-480.
- Arheimer, B. & Wittgren, H. B. 2002. Modelling nitrogen removal in potential wetlands at the catchment scale. *Ecological engineering* 19: 63-80.
- Bernes, C. 2005. Förändringar under ytan. Sveriges havsmiljö granskad på djupet. Monitor 19, Naturvårdsverket. Stockholm.
- Beslut 2455/2001/EG. EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS BESLUT nr 2455/2001/EG av den 20 november 2001 om upprättande av en lista över prioriterade ämnen på vattenpolitikens område och om ändring av direktiv 2000/60/EG
- Braskerud, B. C. 2002. Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering* 18: 351-370.
- Direktiv 2000/60/EG. Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.
- Direktiv 2008/56/EG. Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/56/EG av den 17 juni 2008 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på havsmiljöpolitikens område (Ramdirektiv om en marin strategi)
- Ekologgruppen. 1990. Höje å landskapsvårdsplan. Höje å vattendragskommitté.
- Ekologgruppen. 2004a. Höjeå-projektet, en renare å – ett rikare landskap. Slutrapport etapp I-III. Höje å vattendragsförbund.
- Ekologgruppen. 2004b. Höje å. Recipientkontroll 2003. Höje å vattendragsförbund.
- Ekologgruppen. 2005a. Höje å landskapsvårdsplan 2005. Uppdatering och utveckling av 1990 års plan.
- Ekologgruppen. 2005b. Höje å. Recipientkontroll 2004. Höje å vattendragsförbund.
- Ekologgruppen. 2006. Höje å. Recipientkontroll 2005. Höje å vattendragsförbund.
- Ekologgruppen. 2007a. Höje å landskapsvårdsplan 2007. Uppdatering och utveckling av 1990 års plan.
- Ekologgruppen. 2007b. Kävlingeån. Vattenkontroll 2006. Kävlingeåns vattenvårdsförbund.
- Ekologgruppen. 2007c. Segeån. Recipientkontroll 2006. Årsrapport. Segeåns vattendragsförbund.
- Ekologgruppen. 2008a. Höje å. Recipientkontroll 2007. Höje å vattendragsförbund.
- Ekologgruppen. 2008b. Kävlingeån. Vattenkontroll 2007. Kävlingeåns vattenvårdsförbund.
- Ekologgruppen. 2008c. Segeån. Recipientkontroll 2007. Årsrapport. Segeåns vattendragsförbund.
- Ekologgruppen. 2008-12-19. Kävlingeåprojektet. Aktuellt inom Kävlingeåprojektet. [<http://www.ekologgruppen.com/KAVLINGE/default.htm>], hämtad 2008-12-19.
- EU:s webbportal. 2007-11-27. Strategi för den marina miljön. [<http://europa.eu/scadplus/leg/sv/lvb/l28164.htm>], hämtad 2009-01-07.
- Johnsson, H. & Mårtensson, K. 2002. Kväveläckage från svensk åkermark. Beräkningar av normalutlakning för 1995 och 1999. Naturvårdsverket Rapport 5248, Stockholm.
- Fleisher, S. & Stibe, L. 1989. Agriculture kills marine fish in the 1980s. Who is responsible for fish kills in the year 2000? *Ambio* 18:347-350.
- Gren, I. M., Söderqvist, T. & Wulff, F. 1997. Nutrient Reductions to the Baltic Sea: Ecology, Costs and Benefits. *Journal of Environmental Management* 51:123-143.
- Greppa Näringen. 2003-12-04. Helsingforskonventionen – greppa näringen.

- [<http://www.greppa.nu/uppslagsboken/naringiomvarlden/internationellutblick/internationellaoverenskommelser/overenskommelservatten/helsingforskonventionen.4.1c0ae76117773233f7800014891.html>], hämtad 2008-09-23.
- Helcom.** 1988. Declaration on the protection of the marine environment of the Baltic Sea area.
- Helcom.** 2007. HELCOM:s aktionsplan för Östersjön.
- Helcom.** 2008a. The Helsinki Convention.
[http://www.helcom.fi/Convention/en_GB/convention/], hämtad 2008-09-23.
- Helcom.** 2008b. About us.
[http://www.helcom.fi/helcom/en_GB/aboutus/], hämtad 2008-09-23.
- Helcom.** 2008c. HELCOM Recommendations.
[http://www.helcom.fi/Recommendations/en_GB/front/], hämtad 2008-09-23.
- Helcom.** 2008d. The nature of the Baltic Sea.
[http://www.helcom.fi/environment2/nature/en_GB/nature/], hämtad 2008-10-08.
- Helcom.** 2009. The HELCOM Baltic Sea Action Plan.
[http://www.helcom.fi/press_office/news_helcom/en_GB/BSAP_full/], hämtad 2009-01-09.
- Höje å vattendragsförbund.** 2007a. Allmänt om Höje å. [<http://www.hojea.lund.se>], hämtad 2007-05-17
- Höje å vattendragsförbund.** 2007b. Höjeåprojektet. Kostnadseffektivitet.
[<http://www.hojea.lund.se/hojproj/default.htm>], hämtad 2009-04-22
- Jordbruksverket.** 2007. Miljöersättningar 2007.
- Krook, J.** 2008-09-25. Telefonsamtal. Pers. komm.
- Lalli, C. M. & Parsons, T. M.** 1997. Biological Oceanography. An Introduction. 2 ed. Butterworth-Heinemann. Oxford.
- Leander, B.** 2009-04-16. E-post. Pers. komm.
- Leonardson, L.** 1994. Våtmarker som kvävefällor: Svenska och internationella erfarenheter. Naturvårdsverket Rapport 4176, Stockholm.
- Lomstein, B. A. (ed.).** 1999. Havsmiljøet ved årtusindskiftet. Olsen & Olsen, Fredensborg. 176 pp.
- Länsstyrelsen i Skåne.** 2008-12-16. Ingen övergödning.
[http://www.m.lst.se/m/amnen/miljomal/Miljomalen/Ingen_overnodning.htm], hämtad 2008-12-19.
- Länsstyrelsernas GIS-tjänster.** 2008-10-28. Vattenkartan. [www.vattenkartan.se], hämtad 2009-01-12
- Marin Miljökonsult.** 2007. Kartering av ålgräs (*Zostera marina*) i Lommabukten. Lomma kommun
- Michanek, G. & Zetterberg, C.** 2004. Den svenska miljörätten. Iustus Förlag AB, Uppsala. 513 pp.
- Miljömålsportalen.** 2007-06-07a. Om miljömålen – Ingen övergödning.
[http://www.miljomal.nu/om_miljomalen/miljomalen/mal7.php], hämtad 2008-09-18.
- Miljömålsportalen.** 2007-06-07b. Om miljömålen – Hav i balans samt levande kust och skärgård. [http://www.miljomal.nu/om_miljomalen/miljomalen/mal10.php], hämtad 2009-01-07.
- Miljömålsportalen.** 2008-03-31. Bakgrund, varför miljömål?
[http://www.miljomal.nu/om_miljomalen/bakgrund.php], hämtad 2008-09-18.
- Myrestam, C. & Uppman, M.** Pelagia Miljökonsult. 2007. Årsrapport 2006. Höje å vattendragsförbund.
- Naturvårdsverket.** 1997. Kväve från land till hav. Huvudrapport. SNV Rapport 4735, Stockholm.
- Naturvårdsverket.** 2003. Ingen Övergödning. Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet. SNV Rapport 5319, Stockholm.

- Naturvårdsverket.** 2006. Eutrophication of Swedish Seas. SNV Rapport 5509, Stockholm.
- Naturvårdsverket.** 2007. Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp. Bilaga B: Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon. SNV 2007:4. Stockholm.
- Naturvårdsverket.** 2008a. Sveriges åtaganden i Baltic Sea Action Plan. Delrapport. SNV Rapport 5830, Stockholm.
- Naturvårdsverket.** 2008-09-19. Sveriges marina naturreservat.
[<http://www.naturvardsverket.se/sv/Arbete-med-naturvard/Satsning-pa-havsmiljo/Skydd-av-marina-omraden/Marina-naturreservat-i-Sverige/>], hämtad 2009-01-23.
- Olsson, P.** Toxicon. 2008. Undersökningar i Öresund 2007. Ålgräs. Öresunds Vattenvårdsförbund. ÖVF Rapport 2008:5.
- Rosenberg, R.** 1985. Eutrophication – the Future Marine Coastal Nuisance? Marine Pollution Bulletin, 16:227-231.
- Rosenberg, R., Elmgren, R., Fleischer, S., Jonsson, P., Persson, G. & Dahlin, H.** 1990. Marine Eutrophication Case Studies in Sweden. Ambio, 19: 102-108.
- Segeåns Vattendragsförbund.** 2008-12-19. Segeåprojektet.
[<http://www.segea.se/>], hämtad 2008-12-19.
- SFS 2004:660.** Svensk författningssamling. Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.
- SFS 2007:168.** Svensk Författningssamling. Förordning om ändring i förordningen (1998:1388) om vattenverksamhet mm.
- SFS 2007:825.** Svensk författningssamling. Förordning (2007:825) med länsstyrelseinstruktion.
- SÖ 1996:22.** Sveriges internationella överenskommelser. Nr. 22. 1992 års konvention om skydd av Östersjöområdets marina miljö.
- Tonderski, K., Weisner, S., Landin, J. & Oscarsson, H.** 2002. Våtmarksboken. Skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker. VASTRA RAPPORT 3. Västervik.
- Toxicon AB.** 1997. Lommabuktens havsmiljö. Toxicon AB på uppdrag av Miljöförvaltningen Kävlinge kommun, Tekniska förvaltningen Lomma kommun, VA-verket i Malmö.
- Ulen, B., Johansson, G. & Kyllmar, K.** 2000. Fosforläckage från elva observationsfält under tjuugoett år. Ekohydrologi 52. Avdelningen för vattenvårdslära, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Vattenportalen.** 2006-11-07. Vattenportalen: En gemensam marin strategi för EU.
[http://www.vattenportalen.se/fov_eur_djup_salt_politik_strategi.htm], hämtad 2009-01-07.
- Weisner, S.** 2004. Närsaltsretention i våtmarker i jordbrukslandskapet. Bilaga 3 i Svensson m fl. 2004, Rikare mångfald och mindre kväve. Utvärdering av våtmarker skapade med stöd av lokala investeringsprogram och landsbygdsutvecklingsstöd. Naturvårdsverket Rapport 5362, Stockholm.
- Wetzel, R. G.** 2001. Limnology. Lake and River Ecosystems. 3 ed. Academic Press. San Diego. 1006 pp.
- Wulff, F., Savchuk, O. P., Sokolov, A., Humborg, C. & Mörtz, C-M.** 2007. Management Options and Effects on a Marine Ecosystem: Assessing the Future of the Baltic. Ambio 36:243-249.
- Öresundsvattensamarbetet.** 2005. Tilførsel af Kvælstof og Fosfor Til Øresund 1990 – 2005.
- ÖVF.** Öresunds vattenvårdsförbund. 2009-02-23. [www.oresunds-vvf.se], hämtad 2009-03-29.

BILAGA I

Tabell I.1. Uppgifter om våtmarkernas areal, tillrinningsområde, belastning, retentionseffekt av kväve (per hektar samt totalt), retention av fosfor (per hektar samt totalt) (*Uppgifter hämtade från Ekologgruppen, 2005a, **Krook, 2008, pers. komm., ***3 hektar vattenyta, 5 hektar fuktig betesmark)

Våtmark nr.	Areal* (ha)	Tillrinningsområde* (ha)	Belastning (kg / (ha & år))		Retentionseffekt kväve (kg / (ha & år))			Retention fosfor (kg / (ha & år))	Retentionseffekt totalt kväve (kg / år)			Retention totalt fosfor (kg / år)
			Kväve	Fosfor	Metod 1	Metod 2			Metod 1	Metod 2		
						min.	max.			min.	max.	
1	1	540	19224	196,56	527,74	775,46	853,00	21,76	527,74	775,46	853,00	21,76
2	2	200	3730	38,2	522,52	331,10	364,21	4,23	1045,04	662,20	728,42	8,46
3	3	300 + Höje å	134752	2301,54	762,14	2095,21	2304,73	254,78	2286,43	6285,64	6914,20	764,34
4	10	60**	0,036	1,32	64,42	61,35	67,49	0,15	644,19	613,51	674,86	1,46
5	1,2	2700	80100	819	528,72	842,59	926,85	25,53	634,47	1011,11	1112,22	30,64
6	1	220	7893	84,04	484,16	434,25	488,54	9,30	484,16	434,25	488,54	9,30
7	10	500	250	2	29,63	72,38	81,43	0,22	296,30	723,80	814,28	2,21
8	1	360	12816	131,04	524,1	628,30	691,13	14,50	524,41	628,30	691,13	14,50
9	8***	50	356	2,275	225,24	262,54	288,79	0,25	1052,02	1146,00	1260,60	2,01
10	1	280	10444	106,96	545,61	564,98	621,48	11,84	545,67	564,98	621,48	11,84
11	1	600	21360	218,4	528,41	819,04	900,94	24,18	528,41	819,04	900,94	24,18
12	1	250	9325	95,5	544,08	532,71	585,98	10,57	544,08	532,71	585,98	10,57
13	0,5	2200	126720	1284,8	432,50	754,81	830,29	20,48	216,25	377,41	415,15	10,24
14	1	500	18650	191	551,26	763,35	839,69	21,14	551,26	763,35	839,69	21,14
15	1	400	14920	152,8	549,47	679,87	747,86	16,91	549,47	679,87	747,86	16,91
16	3	1000	7333	73,33	331,18	470,26	517,28	8,12	993,53	1410,77	1551,84	24,35
17	1	570	21261	217,74	552,15	817,07	898,78	24,10	552,15	817,07	898,78	24,10
18	1,5	200	4973	50,93	531,50	384,42	422,86	5,64	797,25	576,63	634,29	8,46
19	1	270	10071	103,14	545,14	554,42	609,86	11,42	545,14	554,42	609,86	11,42
20	1	1300	37440	379,6	432,50	754,81	830,29	20,48	432,50	754,81	830,29	20,48
21	1	520	18655	198,64	492,86	678,63	763,46	21,99	492,86	678,63	763,46	21,99
22	1	500	17938	191	492,60	664,96	748,07	21,14	492,60	664,96	748,07	21,14
23	2	450	8072	85,95	484,50	439,35	494,27	9,51	968,99	878,67	988,54	19,03
24	1	2400	70500	744	408,67	650,28	731,56	20,07	408,67	650,28	731,56	20,07
25	0,75	700	33483	356,53	493,57	721,37	811,54	24,74	370,18	541,03	608,65	18,55
26	1	240	8610	91,68	485,42	454,31	511,10	10,15	485,42	454,31	511,10	10,15
27	1	1000	32625	346	451,12	686,68	772,51	22,40	451,12	686,68	772,51	22,40
28	1	1000	32625	346	451,12	686,68	772,51	22,50	451,12	686,68	772,51	22,40
29	1	650	18038	189,8	387,44	631,35	710,27	18,91	387,44	631,35	710,27	18,91
30	1	3000	63750	660	302,54	549,69	618,40	14,25	302,54	549,69	618,40	14,25
Totalt	60,95								18561,3	26553,6	29398,5	1227,3

