

Kostnadseffektivitet hos övergödningsåtgärder i skånska vattenförekomster

**CAMILLA NILSSON 2017
MVEM03 EXAMENSARBETE FÖR MAGISTEREXAMEN 15 HP
MILJÖ- OCH HÄLSOSKYDD
LUNDS UNIVERSITET**



Kostnadseffektivitet hos övergödningsåtgärder i skånska vattenförekomster

Hur mycket kostar det att rena skånskt vatten från
näringsämnen?

Camilla Nilsson

2017



LUNDS
UNIVERSITET

Camilla Nilsson

MVEM03 Examensarbete för magisterexamen 15 hp, Lunds universitet

Intern handledare: Johan Hollander, Akvatisk ekologi, Lunds universitet

Försättsbladsfoto: Fredshögsbäcken i Trelleborgs kommun möter havet. Camilla Nilsson 2015

CEC - Centrum för miljö- och klimatforskning

Lunds universitet

Lund 2017

Abstract

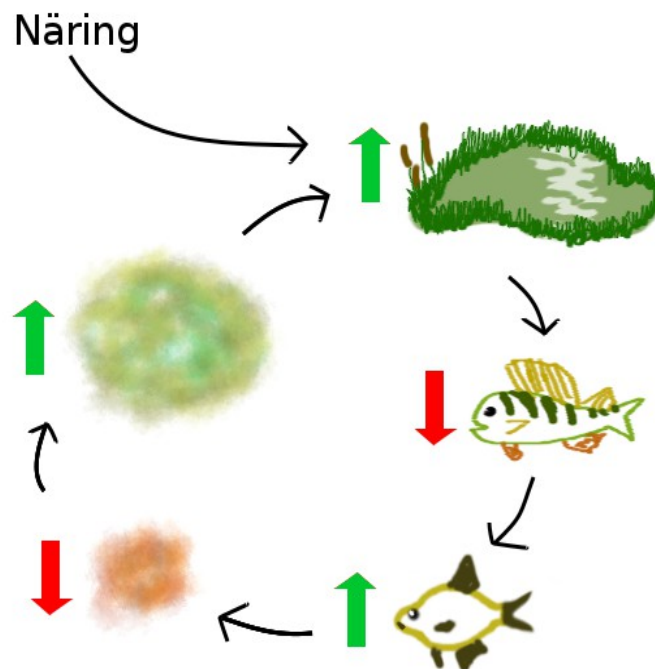
Eutrophication continues to be a problem in the freshwaters in Scania of southern Sweden, much due to urban waste water and the large amount of agricultural land in the region. In order to combat this, many different measures have been made to lower the nutrient loading by the region's different water organisations, including the creation of wetlands, ponds and two-step trenches. This study was done by looking through various reports from these water organisations, in order to evaluate the costs of each of these measures by comparing the cost per kilogram of phosphorous and nitrogen the different measures manages to reduce. This paper was done in the hopes of aiding the decision making process when it comes to future measures in the region. The results show that the same measure may have a greatly different cost efficiency depending on the project it was a part of. When the reports had been looked at, the results show that overall ponds and wetlands were the most used measures, often had a lower cost, and was recommended by several report writers. Some methods that have not been tried in Scania but may be considered as alternatives in future projects, such as lanthanum modified bentonite, are also discussed.

Innehållsförteckning

Abstract.....	4
Innehållsförteckning.....	6
Inledning.....	8
Metod.....	11
Övergripande.....	11
Litteratursökning.....	11
Avgränsning och möjligheten att utvärdera åtgärder.....	13
Tydligt avslutade åtgärder.....	13
Åtgärder med mätbara resultat.....	13
Påpekande.....	14
Allmänt om kostnadseffektivitet.....	14
Resultat.....	17
Olika åtgärder som utförts.....	17
Avfasning av dikeskanter och tvåstegsdiken.....	17
Filteråtgärder.....	18
Skyddszoner.....	19
Spillvattenmagasin för att förhindra bräddning och läckage från nödavlopp.....	19
Våtmarks- och dammkonstruktion.....	20
Vilka andra åtgärder kan vara möjliga – vad visar forskning och åtgärder gjorda utanför Skåne?.....	21
Biomaniipulation i form av utfiskning av vitfisk.....	22
Ekologisk odling.....	22
Ekonomiska åtgärder.....	23
Lantanmodifierad bentonit.....	23
Strukturkalkning.....	23
Sammanställning.....	23
Vad är det i en åtgärd som kostar?.....	26
Entreprenad och ersättning.....	26
Val av lokal.....	26
Efterföljande utgifter.....	27
Andra utgifter.....	27
Inkomster.....	28
Diskussion	30
Slutsatser.....	34
Tack.....	36
Referenser.....	38
Appendix.....	45

Inledning

Övergödning i vatten, det vill säga olämpligt överskott av näringsämnen, är europeiska vattens mest utbredda hot (Moss m.fl. 1996). En ökad mängd fosfor och kväve i vatten kan ge ett flertal problem, bland annat fiskdöd, giftiga algblomningar (Bergknut m.fl. 2014), högre kostnader för dricksvattenrening, och minskad biodiversitet (Moss m.fl. 1996). Anledningen till att övergödningens negativa påverkan är delvis på grund av en så kallade trofisk kaskad, där den ökade grumligheten från den ökade mängden växtplankton, gör att rovfiskar ser sina bytesdjur sämre, vilket leder till fler bytesdjur som äter upp stora mängder zooplankton (Bergknut m.fl. 2014). Växtplankton, som nu i mindre utsträckning blir uppätta av zooplankton, ökar i antal med hjälp av de tillförda näringsämnena, och gör vattnet än mer grumligt (se fig. 1) (Bergknut m.fl. 2014). Detta grundproblem gäller dock för sjöar (Bergknut m.fl. 2014).



Figur 1 För mycket näringsämnen till en sjö kan ge övergödningssproblem

Förenklad bild över hur ett överskott av näringsämnen i en vattenförekomst ger mer och mer problem när grumligheten försvårar jakten för rovfisk vilket medför att växtalger och zooplanktonätande fisk ökar. Baserad på text och bild av Bergknut m.fl. (2014) och Pace (1993). Medurs från toppen syns en övergödd sjö, abborre, braxen, zooplankton och växtplankton.

Den största källan till kväve och fosfor i svenska vatten är jordbruket (Holmström 2013). Särskilt de senaste hundra åren har övergödningen blivit ett problem i samband med att lantbruket intensifierats (Moss m.fl. 1996). En annan stor källa är enskilda avlopp (Williams 2004), då de ofta inte upprätthåller en tillräcklig reningsgrad av avloppsvattnet, vilket kan bidra med alltför höga halter av fosfor (Bergknut m.fl. 2014).

De senaste trettio åren har forskare försökt hitta lösningar på övergödningssproblemet (Moss m.fl. 1996). Det är billigare och mer logiskt att hindra näringsämnen från att nå våra vatten än att försöka få bort den när den redan hamnat där (Williams 2004; Bergknut m.fl. 2014). Det är heller ingen nytta med att rena ett vattenförekomst på näringsämnen medan den fortfarande får överskott utifrån från exempelvis ett närliggande jordbruk (Moss m.fl. 1996). Dock är vissa åtgärder lättare att beräkna nyttan av än andra, mycket beroende på att de ger mätbara minskningar i näringsämnesbelastningen, se mer i Metod-delen.

Med anledning av övergödningen har Sverige ett miljömål som heter Ingen övergödning. Detta mål kommer för tillfället inte att nås med de åtgärder och styrmedel vi har idag (Naturvårdsverket 2017). Utöver detta har vi även EU:s ramdirektiv för vatten som förbinder Sverige till att vara med och förbättra EU:s vatten, bland annat med fokus på föroreningar från avlopp och jordbruk (Havs- och vattenmyndigheten 2016; Europeiska kommissionen 2016). Då Skåne är ett tätbefolkat landskap med mycket jordbruk får Skånes vattendrag mycket näringsämnen (Ekologgruppen i Landskrona AB 2010) och måste därför åtgärdas för att nå miljömålet.

I detta arbete går jag igenom övergödningens åtgärder utförda i Skåne län för att utvärdera deras kostnadseffektivitet. Att ett sådant här arbete skrivs, där kostnadseffektivitet tas upp, är viktigt anser SLU (u.å. b). För det spelar ingen roll hur fina åtgärderna är på pappret, om de kostar en förmögenhet och inte fungerar som önskat. Risken finns idag att åtgärder utförs på fel ställen eller med fel mål, vilket i slutändan inte hjälper mot övergödning i tillräcklig utsträckning, och/eller kostar onödigt mycket om man jämför med andra, och korrekt utförda, åtgärder.

Metod

Övergripande

Detta arbete är en annorlunda variant av litteraturstudie. En litteraturstudie brukar gå igenom hur ett forskningsfält ser ut idag, vilket betyder att studien i stor del består av utvärdering och bedömning av redan publicerade vetenskapliga artiklar. Det kommer inte att göras i detta arbete. Många arbeten av andra kommer att gås igenom, men majoriteten kommer inte att vara vetenskapliga artiklar utan rapporter från skånska vattenorganisationer. Detta beror på att åtgärder som utförs i vattenförekomster sällan publiceras i artikelform (inga kollegialt reviderade artiklar med ämnet kostnadseffektivitet i skånska vatten har hittats) utan endast som rapporter, vilket enligt Johanna Alkan Olsson¹ gör det svårt för forskare att veta vad som faktiskt görs. Detta betyder även att åtgärdsprojekten sällan hittas i databaser, utan jag har under detta arbete fått gå andra vägar.

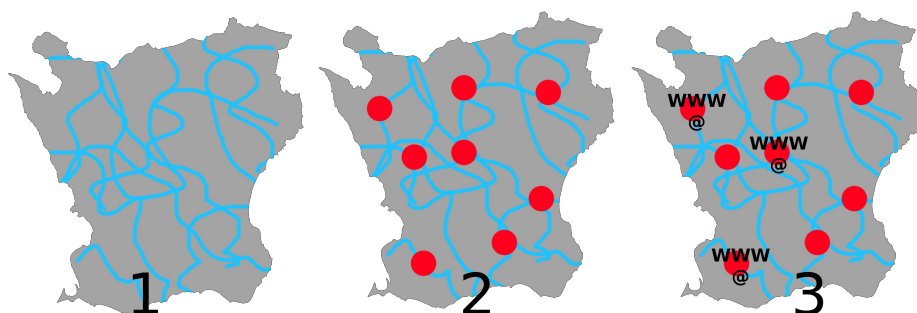
Det här arbetets syfte är att jämföra olika åtgärders kostnadseffektivitet, det vill säga hur effektiva de olika åtgärderna är i förhållande till hur mycket de kostar. För att göra detta objektivt behövs en metod för att de olika åtgärderna ska kunna vara jämförbara med varandra på ett opartiskt sätt. Därför kommer arbetet att använda måttstocken ”kostnad per kilo renat näringsämnesämne”, då detta är en måttstock som kan räknas ut så länge man har ett projekts totalkostnad, och dessutom används i flera av de rapporter som lästs. Läs mer under ”Allmänt om kostnadseffektivitet”. Andra faktorer såsom tid kommer inte att tas med när arbetet diskuterar effektivitet, utan fokus ligger på pengar i förhållande till åtgärdens reningseffekt.

Litteratursökning

För att få en objektiv rapportsökning har jag letat upp rapporter om vattenåtgärder hos skånska vattenorganisationer, då dessa består av aktörer som arbetar för och inom skånska vatten (Vattenorganisationer, 2008), inklusive kommuner, och tycks således vara dem som håller på kunskapen. Först har jag tagit reda på vilka avrinningsområden och delavrinningsområden som finns i Skåne, vilket finns som en lista med

¹ Johanna Alkan Olsson, universitetslektor Lunds universitet, pers komm 20 mars 2017.

kapitel i Ekologgruppen i Landskrona AB (2010) (se figur 2, bild 1). Därefter letade jag upp de vattenorganisationer som finns för avrinningsområdena (se figur 2, bild 2) och deras hemsidor och mejladresser när sådana fanns (se figur 2, bild 3) (Vattenorganisationer, u.å. b; Vattenorganisationer, u.å. c), genom att söka igenom sidorna för Skånes två vattendistrikt där samtliga nämns (Södra Östersjön och Västerhavet; Vattenorganisationer, u.å. a). Där mejladress fanns tillgänglig har vattenorganisationens kontaktperson mejlats med en förfrågan om rapporter. Ingen av vattenorganisationerna som besvarade mejlet skickade några rapporter som inte redan fanns på respektive hemsida, så det finns lite anledning att anta att någonting missat när de övriga inte svarade. Undantaget är Svarteån, vars hemsida var under uppbyggnad (se Appendix), och inga rapporter har gått att få tag på. Svarteån har därför inte kunnat tas med i arbetet.



Figur 2 Grafisk presentation för hur litteratursökningen i detta arbete gått till

1. Ta reda på existerande avrinningsområden i Skåne. 2. Ta reda på vilka av dessa avrinningsområden som har vattenorganisation. 3. Ta reda på dessa organisationers hemsidor och eventuella mejladresser och på så vis få tag på rapporter om åtgärder gjorda i respektive avrinningsområde. Observera att figuren inte är representativ till verkliga avrinningsområden och vattenorganisationer i Skåne.

Hemsidorna för de vattenråd och vattenvårdsförbund med koppling till skånska vattendrag söktes sedan igenom för projekt och rapporter. Även Ekologgruppen i Landskrona AB, Länsstyrelsen i Skåne och Hav- och vattenmyndigheten (HAV) kontaktades för mer information. HAV kontaktades för att få tillgång till slutrapporter för avslutade LOVA-projekt utförda i Skåne län, men efter att de besvarade mitt mejl med att de skulle återkomma, skedde så inte inom den tidsram så hade krävts för att få med projekten i det här arbetet. Se Appendix för alla kontakter och hur förfrågan och eventuella svar såg ut.

Ekologgruppen i Landskrona AB kontaktades då detta är ett konsultföretag som utfört många övergödningsåtgärder i Skåne. Länsstyrelsen kontaktades då det är en myndighet som har ansvar för många vattenkvalitetsfrågor, enligt Jens Ratcovich på Länsstyrelsen².

² Jens Ratcovich, vattenhandläggare på Fiske- och vattenvårdsenheten, Länsstyrelsen i Skåne, e-mailkonversation 8 maj 2017.

Avgränsning och möjligheten att utvärdera åtgärder

Jag avgränsar mig till åtgärder gjorda i skånska vatten där minskad näringsämnesmängd (kväve och/eller fosfor) har varit målet och/eller effekten av åtgärden. Åtgärden ska också kunna vara möjlig att utvärdera.

För att kunna utvärdera åtgärders effektivitet och kostnadseffektivitet krävs två saker – att åtgärden kan definieras i tid, samt att åtgärdens effekt går att mäta på något sätt. På grund av de svårigheter kring utvärderingsmöjligheter som finns hos vissa åtgärder, har dessa inte gått att beräkna kostnadseffektiviteten för.

Tydligt avslutade åtgärder

För att utvärdera åtgärder, är det lämpligt att de är färdiga och avslutade – dels då en del åtgärder inte fyller någon funktion förrän de är färdiga, och dels då en del inte går att mäta förrän de är avslutade. Vissa åtgärder har tydliga stopp, exempelvis våtmarkskonstruktion, där åtgärden då är avslutad när våtmarken är klar. Detta innebär att man kan mäta övergödningen före och efter att våtmarken existerade (förutsatt att undersökningar gjorts innan våtmarken konstruerades) och därmed kan se dess effekt. En åtgärd som alltid pågår, exempelvis utbildning av jordbrukare, kan vara svårare att mäta på. Ett annat exempel på en svåratt åtgärd är gödselskatten, menar Williams (2004). Oavslutade åtgärder har alltså inte räknats på i detta arbete.

Åtgärder med mätbara resultat

För att kunna utvärdera åtgärder krävs att resultaten av dem är mätbara. En våtmarks effekt kan mätas exempelvis i form av siktdjupet eller mängden kväve och fosfor i anslutande vattendrag. Utbildning av jordbrukare å andra sidan, som sannolikt har effekt genom att bönderna lär sig hur man undviker gödning från att nå vattendragen, är svårt att mäta exakt i mängden övergödning. Det är svårt att kvantifiera hur många dagars utbildning för ett visst antal bönder som krävs för att få en viss minskning av näringsämnesläckage, och därmed är det även svårt att bedöma kostnadseffektiviteten. Sådana här åtgärder har inte hittats i rapporterna under arbetets gång.

För att en åtgärd ska vara mätbar krävs det även grundläggande information om projektet, särskilt kostnad, och projekt utan denna uppgift har inte kunnat utvärderas. Likaså åtgärder som inte nämner tillräckligt mycket data för att kunna använda VISS' schablonvärden för beräkning av kostnadseffektivitet har fått tas bort. Nämnbara exempel på intressanta åtgärder som av denna anledning inte har kunna utvärderas är översilningsanläggningen Björka i Kävlingeåns avrinningsområde (Holmström & Almström 2016) , återmeandringen i Kävlingeåprojektet

(Holmström 2013) och det stora Algae be gone!-projektet där man rensar Ringsjön på vitfisk (Bergknut m.fl. 2014).

Påpekande

Jag ska poängtera att de arbeten jag hittat inte har hittats på ett systematiskt vis, då sådana här rapporter inte hittas i en gemensam databas, utan måste letas igenom på olika hemsidor manuellt. Detta kan innebära att projekt som utförts, med stor eller liten framgång, inte har upptäckts av mig under detta arbete. Givetvis kan detta leda till en förvrängning av resultaten, så att en viss åtgärd kan ses som mer gynnsam och kostnadseffektiv än en annan, när det i själva verket inte är fallet.

Allmänt om kostnadseffektivitet

Det finns flera sätt att mäta kostnadseffektivitet när det gäller åtgärder mot övergödning. Ett sätt är att beräkna hur mycket ett kilo renat kväve kostar, genom att dela åtgärdsprojektets kostnader och dela med mängden rening som åtgärder utför, det vill säga den absoluta reduktionen delat med totalkostnad. Denna metod, att se kostnadseffektivitet i kronor per kilo renat näringsämne, anser Jordbruksverket (2004) vara lämpligast. Det kan dock vara svårt att mäta hur mycket kväve- och fosfor som renas, eftersom vattenmängden som passerar en åtgärd tenderar att variera från år till år och därmed även näringsämbesbelastningen (Pröjts 2015).

En del påpekar också att många åtgärder inte bara har effekter på övergödningen, utan även effekter i form av exempelvis minskad erosion (Davidsson & Baden 2014), ökad biodiversitet (Davidsson & Baden 2014; Reuterskiöld & Krook 2004; Davidsson & Holmström 2007) och ökad/förbättrad rekreation (Strand 2016). Davidsson och Holmström (2007) och SLU (u.å. b) menar att det är svårt och ibland omöjligt att egentligen sätta ett ekonomiskt pris på miljöåtgärder tack vare de mångfacetterade effekterna och då de saknar marknadsvärde, men Weisner och Thiere (2010) och SLU (u.å. b) menar att det ändå bör göras, särskilt med tanke på värdet av ekosystemtjänster och att ett värde måste sättas för att kunna beräkna effekt. Dock är en del av de positiva biverkningarna svåra att sätta pris på, exempelvis biodiversitet, men Weisner och Thiere (2010) räknade med att ungefär hälften av kostnaden kunde läggas på biodiversitet och resterande på övergödning om båda ansågs var syftet; annars kunde kostnaden fördelas 90% till övergödning och resterande till biologisk mångfald. Strand (2016) föreslår att 75% av kostnaden av en våtmark kan gå till kväverening, 5% till fosfor och resterande till biologisk mångfald, men påpekar att det inte finns en standard vid fördelning av kostnad. Andra bieffekter som exempelvis ökad skörd till följd av strukturkalkning är lättare att beräkna vinsten på i form av jordbrukarens ökade försäljning av grödor. I sådana här fall är det lättare att dela upp hela åtgärdens kostnader för att få reda på vad ett kilo renat kväve kostar.

Man kan även jämföra hur mycket åtgärden renar jämfört med om man skulle uppnå samma rening i ett reningsverk (Davidsson & Holmström 2007); Reuterskiöld & Krook 2004). Att rena kväve i reningsverk kostar 50-60 kr per kg, enligt Jordbruksverket, som samtidigt poängterar att man inte löser grundvattenproblemet genom att använda reningsverk – åtgärder i jordbrukslandskapet måste fortfarande till (Albertsson m.fl. 1999). Oavsett är diffusa kväveutsläpp från åkermark svårt att ta hand om och skicka till ett reningsverk (Eriksson, 2001). Att installera kemiskt fosforfällning i ett reningsverk för att minska fosforutsläppet kostar 50-150 kr per kilo fosfor (VISS 2015b). Denna data, både för fosfor och kväve, har satts in i tabell 1 som en referens att jämföra de andra åtgärderna med. Att jämföra med reningsverk rakt av är problematiskt av anledningar som nämnts ovan, men jämförelsen kan bidra till en större förståelse om en åtgärds kostnadseffektivitet.

När kväverening är målet är det lämpligt redovisa kväve och sedan nämna att man får fosforeringen och annat “på köpet” (Davidsson & Holmström 2007).

En annan sak att diskutera är avskrivningsperioden – hur länge åtgärden håller. Om en våtmark klarar av att rena vattnet från näringsämnen i 30 år så kan kostnaden delas upp på samtliga kilo renat kväve/fosfor som sker under de här trettio åren. En åtgärd som i betalningsögonblicket låter väldigt dyr kan med andra ord vara lönsam under sin livstid.

Flera (Wedding 2004; Reuterskiöld & Krook 2004; Davidsson m.fl. 2005; Strand 2016) nämner att reningseffekten är högre när näringsämnesbelastningen är högre. Ett vatten som är mer rikt på näringsämnen renas alltså mer, både i mängd och procent, än en vattenförekomst med mindre belastat vatten. Logiskt sett ska alltså åtgärder placeras in i områden, förslagsvis med mycket jordbruk (Reuterskiöld & Krook 2004), med hög belastning för att en åtgärd ska vara så effektiv som möjligt. Ekstrand m.fl. (2014) resonerar att om man prioriterar att utföra åtgärder närmast havet ger detta hög kostnadseffektivitet, och Jordbruksverket (2004) säger att när det är recipienten, exempelvis havet eller en sjö, som ska bli renad är det lämpligt att placera åtgärden nära. Om man inte ska rena en sjö är det dock bättre att placera åtgärden nedströms sjön, eftersom sjön i sig är också reducerar näringsämnen till havet, och det därför blir mer lönsamt att placera åtgärder nedströms (Jordbruksverket 2004). Samtidigt resonerar Jordbruksverket (2004) att det inte alltid behöver vara fel att placera åtgärden nära källan istället, eftersom detta underlättar sedimentation innan näringsämnena från källan hinner späs ut i vattnet alltför mycket.

Resultat

Olika åtgärder som utförts

Avfasning av dikeskanter och tvåstegsdiken

Avfasning av dikeskant innebär att man gör dikeskanten mindre brant, medan tvåstegsdiken är diken som har en extra plåtå på ena eller båda sidorna utöver bottnen (Davidsson & Baden 2014). Dessa två åtgärder fungerar mot övergödning genom att minskad branthet och vattenhastighet gör att sedimentationen ökar och erosionen minskar och därmed minskas även transporten av fosfor från den omkringliggande marken och av den fosfor som redan finns i vattnet i partikelbunden form (Davidsson & Baden 2014). Den ökade växtligheten som kommer utav den minskade lutningen och de nyskapade plåtåerna ger också upphov till minskad fosfortransport (Davidsson & Baden 2014).

Det ska noteras att enligt Davidsson och Baden (2014) finns inga dokumenterade resultat på hur väl sådana här anläggningar fungerar i Sverige, vilket gör att resultat från exempelvis USA kan vara svåra att dra slutsatser av för att kunna uppskatta effekterna i Skåne. I brist på riktiga data i Davidsson och Badens projekt (2014) kan man räkna med schablonvärden för tvåstegsdiken (VISS 2017a) som säger att dessa renar 0,1 kg kväve och 0,012 kg fosfor vardera per meter och år. Davidsson och Baden (2014) räknar endast med entreprenad och markersättning i sina kostnader och får fram till att en meter avfasning eller tvåstegsdike kostar 250-1000 kr. Om man räknar med detta och att alla kostnader går till kväverening så kostar 1 kg renat kväve 2500-10000 kr/år, eller med en avskrivningsperiod på 30 år enligt beräknad livslängd på tvåstegsdiken (VISS 2017a) så blir det ungefär 80-330 kr. Motsvarande för 1 kilo renat fosfor blir drygt 20'800-83'000 kr/år, respektive nästan 700-2800 kr per kilo under hela livslängden. Dessa två åtgärder är därmed relativt dyra (Davidsson & Baden 2014), även utan andra kostnader som administration och resor inräknade.

Filteråtgärder

Kalkfilterbäddar fungerar som fosforåtgärd genom att filtermaterialet både avskiljer löst fosfor och fångar upp partikulärt bunden fosfor (Ekstrand m.fl. 2014a). Det rekommenderas att filterbädden kombineras med en våtmark som låter en del av fosfor sedimentera innan det når filtret, som vid för stor belastning får en kortare livslängd (Ekstrand m.fl. 2014a).

I ett LOVA-projekt i Tommarpsåns avrinningsområde byggdes fyra stycken kalkfilterbäddar (Ekstrand m.fl. 2014b), varav endast en tas upp i sammanställningen, se tabell 1, då de andra byggts i samband med våtmark eller fosfordamm och kostnaden därför kan vara missvisande om dessa presenteras. Denna kalkfilterbädd har en kostnadseffektivitet på 745 kr/kg fosfor. Detta inkluderar årlig skötsel, byte av kalkfiltermaterial vart fjärde år samt en livslängd på 20 år och beskrivs som en väldigt kostnadseffektiv fosforåtgärd, bland annat genom de föreliggande förhållandena vid lokalen och de höga fosforkoncentrationerna i vattnet (Ekstrand m.fl. 2014b).

Flisfilterbäddar och kalkfilterbrunnar utfördes under Segeå-projektet med målet kväve- respektive fosforrening (Davidsson 2014). Efter att ha utfört projektet och kommit fram till att filteråtgärder visserligen kräver mindre utrymme än våtmark och dammar, anser dock Davidsson (2016) att det är inte en särskilt kostnadseffektiv metod, med en kostnad på 200 kr/kg kväve i flisfilterbäddar under en livslängd på 25 år. Motsvarande för fosfor i kalkfilterbrunnar är 7000 kg/kg (Davidsson 2016).

Två stycken kalkfilterbäddar har även uppförts vid Tullstorpsån som fosforåtgärder (Ekstrand m.fl. 2014a). Om man räknar med Ekstrand m.fl.s (2014a) uppgifter att de två kalkfilterbäddarna beräknades rena 30-50 kg fosfor per år. Räknar man med kostnaden för nytt kalkmaterial så att kalkfilterbäddarna får liksom bäddarna i Ekstrand m.fl. (2014b) en livslängd på 20 år för en rimlig jämförelse, blir priset 650-1080 kr/kg fosfor (där kalkfiltermaterialet byts ut i snitt vart 2,5 år till en kostnad av 30'000 kr per ombyte; Ekstrand m.fl. 2014a). Viktigt att ta hänsyn till är att dessa två anläggningar i Tullstorp placerats vid redan existerande våtmarker (Ekstrand m.fl. 2014a), så om man vill göra den optimala kombinationen och anlägga båda två blir priset givetvis annorlunda.

Ett antal kalkfilterbäddar och kalkfilterbrunnar har även placerats i Glössbo, Gnalöv och Havgårdssjön (Persson m.fl. 2014) men då kostnader saknas i denna slutrapport har ingen beräkning av kostnadseffektivitet kunnat göras.

Det finns risk för att filteråtgärder släpper ut fosfor (Davidsson 2016) och därmed inte bidrar till en minskning av näringsämnen.

Skydds zoner

En skydds zon är en, oftast sex meter bred, zon mellan åkermark och vattenförekomst och fungerar som en buffertz on (Reuterskiöld & Krook 2004). Den förhindrar att jordbrukets näringsämnen når vattnet genom direktdeposition, ytavrinning och översvämningar (Reuterskiöld & Krook 2004). Skydds zoner har visat sig kunna reducera fosforförlusten från åkermark till vatten med 14-23% (Uusi-Kämppe & Jauhiainen 2010). Som kväverenanande åtgärd har skydds zoner visat sig ineffektiva, då de främst skyddar vattnet mot ytavrinningen, men hindrar inte markens utlakning av kväve (Hagerberg m.fl. 2004). De är därför även mindre kostnadseffektiva än dammar och våtmarker, då de mest är för fosforrening (Eriksson, 2001). De gör dessutom ingen skillnad vad gäller näringämnesreduktion om de inte placerats rätt (SLU u.å. a), exempelvis vid åkrar där ingen avrinning sker tack vare omgivningens växter eller lutning (SLU u.å. b), eller när all fosforläckage sker via dräneringsrören (Malgeryd m.fl. u.å.).

Skydds zoner är ett populärt val av åtgärd mot fosfor i Sverige, särskilt eftersom detta bedöms bättre för jordbrukarna än att återställa dikena till naturliga vattendrag vilket påverkar jordbrukarnas odlingsvillkor (Kleinman m.fl. 2015). De är populära tack vare EU-stödet som kommer in om man anlägger minst sex meter breda zoner (Strand 2016).

I Höjeåprojektet var tanken att 106 km skydds zon skulle anläggas, en mängd som man senare valde att minska på när EU-stödet infördes 1995 (Strand 2016; Reuterskiöld & Krook 2004) och det slutade med att under Höjeåprojektet anlades 76 km skydds zon med en totalyta på 42 ha (Reuterskiöld & Krook 2004). Några undersökningar på skydds zonernas reningseffektivitet har inte gjorts under Höjeåprojektet, men om man liksom Davidsson och Baden (2014) endast räknar med anläggning och markersättning får man fram att skydds zonerna kostade drygt en miljon kr (knapp 4% av Höjeåprojektets totala budget; Reuterskiöld & Krook 2004), vilket blir 25'000 kr per hektar skydds zon. Innan Höjeåprojektet beräknades att skydds zonerna skulle ha en rening på fyra kilo fosfor per hektar och år (Strand 2016), och med en beräknad livslängd på 10 år (VISS 2015a) blir kostnaden för ett kilo renat fosfor 625 kr/år.

Spillvattenmagasin för att förhindra bräddning och läckage från nödavlopp

Bräddning är det som sker när avloppsvatten tillfälligt avleds för att minska belastningen för existerande konstruktion, exempelvis ledning eller magasin (Salomonsson & Skopal 2015). Detta bidrar till övergödning, vilket man dock kan åtgärda med ett spillvattenmagasin (Salomonsson & Skopal 2015).

I Segeå byggdes ett sådant här spillvattenmagasin och i rapporten uppges det att det skulle bli mer än dubbla kostnaden att bygga nya

enskilda avlopp och 42 stycken skulle behövas för att ersätta det nya magasinet, vilket Salomonsson och Skopal (2015) menar gör spillmagasinet kostnadseffektivt med en kostnad på 6667 kr/kg fosfor under en livslängd på 50 år (Salomonsson & Skopal 2015).

Våtmarks- och dammkonstruktion

I detta sammanhang avser ordet damm ett markområde som året runt är täckt av vatten (Reuterskiöld & Krook 2004), och således inte ett vattenmagasin (en så kallad dammbyggnad).

Våtmarker och dammar fungerar på det viset att de tillåter vattnet att sakna ner, vilket möjliggör sedimentering (Davidsson 2003), och är en metod som både minskar kväve- och fosforflödet till havet (Jordbruksverket 2004). Möjligheterna för sedimentering är skiftande och beror bland annat på klimat och näringämnesförhållandet, men enligt Davidsson (2003) kan en västskånsk damm sedimentera 100-400 kg kväve per år och hektar, respektive 6-20 kg fosfor, vilket kan jämföras med VISS' schablonvärden på 675 kg kväve och 68 kilo fosfor per år och hektar i en svensk fosfordamm (VISS 2015c). Svenska näringsretentionsvåtmarker har schablonvärden på 200 kg kväve och 5 kg fosfor per år och hektar (VISS 2017b).

I ett LOVA-projekt i Tommarpsåns avrinningsområden anlades fyra stycken fosfordammar och våtmarker (Ekstrand m.fl. 2014b), varav en av dessa tas upp i sammanställningen, se tabell 1, då de andra byggts i samband med kalkfilterbäddar, och kostnaden för endast själva fosfordammen/våtmarken därmed inte finns tillgänglig. Denna våtmark hade en kostnadseffektivitet på 175 kg/kg kväve (Ekstrand m.fl. 2014b). Dess beräknade fosforrening ligger på 12 kg/år, och med en kostnad på 431 000 kr (Ekstrand m.fl. 2014b) får den en kostnadseffektivitet på 1796 kr/kg fosfor under en livslängd på 20 år.

Det stora Kävlingeåprojektet har avslutats med totalt drygt 370 hektar damm och våtmark i Kävlingeåns avrinningsområde (Holmström 2013), med en kostnad genomsnittlig kostnad på 300'000 kr per hektar våtmark och en kostnadseffektivitet på 30 kr/kg kväve under en livstid på 30 år (Holmström 2010). Räknar man med VISS' schablonvärden för fosfor och livslängd hos våtmarker för näringsretention och fosfordammar (VISS 2017b; 2015c) får man fram en kostnadseffektivitet på 147-2000 kr/kg fosfor under en livslängd på 30 år.

I Kävlingeåns och Höjeås avrinningsområden anlades mellan 1996 och 1999 65 våtmarker med en yta på 74 hektar och som beräknades få en kostnad på 24 kr/kg renat kväve med en ränta på 6% och en livslängd på 30 år, inklusive projekteringskostnader, framtida skötsel och markersättning, vilket anses väldigt kostnadseffektivt (Alström m.fl. 2000). Då de inte anger hur mycket ett kilo renat fosfor kostar kan detta beräknas i detta arbete: projektets samtliga kostnader, 28 miljoner, minus 570'000 kr som

gick till markersättning vid skyddszonsanläggning och därmed inte berör våtmarkerna, delas upp på de 74 hektar våtmark som anlades och på mängden fosfor som beräknades renas (20-80 kg/ha/år, Alström m.fl. 2000) och resultatet blir då ungefär 4600-18'500 kr/kg fosfor. Det ska dock noteras att kostnader för exempelvis projektering både har gått till skyddszoner och våtmarker (Alström m.fl. 2000), och den riktiga kostnaden är därmed sannolikt lägre.

I Höjeåprojektet och Kävlingeåprojektet har bland annat två dammar, en i Råbytorp och en i Slogstorp, anlagts (Wedding 2004). För Råbytorp-dammen beräknas ett kg renat kväve kosta 12 kr under en livslängd på 30 år, räknat på ett genomsnitt där dammen har beräknats rena sex tusen kilo på tio år (Wedding 2004). Wedding (2004) nämner ingen totalkostnad, men skriver dock att 125 kg fosfor har hållits kvar i dammarna under de tio år mätningar skett, vilket ger ett snitt på 12,5 kg per år. Använder man kostnaden som delats upp på kväve får man fram att dammen har kostat 216'000 kr, vilket sedan kan delas upp på fosfor och få en kostnadseffektivitet på 576 kr per kilo renat fosfor.

I Höjeåprojektet byggdes dammar och våtmarker med en genomsnittskostnad på 245'000 kr per hektar, så med en genomsnittsrening på 560 kg kväve per hektar och år får Reuterskiöld och Krook (2004) fram en kostnad på 31 kr/kg renat kväve (inklusive 6% ränta). De poängterar då att detta är en genomsnittlig reduktionskapacitet och att vilka anläggningar man väljer att räkna på påverkar priset.

Under Segeåprojektet anlades ett flertal dammar, varav 50 undersöktes och fann ha en genomsnittlig rening på 900 kg kväve/ha/år och 35 kg fosfor/ha/år, vilket ger kostnaden 60 kr/kg renat kväve (Davidsson m.fl. 2005). Denna beräkning inkluderar dock endast kostnader rörande entreprenad, mark- och skötselersättning (Davidsson m.fl. 2005).

Räknar man på de våtmarker i Skåne som byggts med kväverening som syfte inom miljö- och landsbygdsprogrammet (LBU) och det nya landsbygdsprogrammet mellan åren 2003-2008, inklusive skötselersättning får man en kostnadseffektivitet på 29-32/kg kväve respektive 141-307 kr/kg fosfor, om kostnaden fördelas 90% till rening (resterande till biodiversitet) och denna sedan delas upp 90% till kväve och 10% till fosfor (Weisner & Thiere 2010). För kostnadseffektivitet beräknad på siffror där 100% av kostnaderna går till antingen kväve eller fosfor, se tabell 1.

I ett LIP-projekt (lokalt investeringsprogram) i Saxån-Braåns avrinningsområde anlades dammar för 8,8 miljoner med en medelkostnad på 400'000 kr per hektar, med en beräknad kostnadseffektivitet på 20 kr/kg kväve och 571 kr/kg fosfor (Williams 2004).

Vilka andra åtgärder kan vara möjliga – vad visar forskning och åtgärder gjorda utanför Skåne?

Hellberg (2004, ej tillgänglig, citerad i Williams 2004) nämner 48 olika förslag på åtgärder man kan utföra för att minska näringsämnen i vatten,

varav endast ett fåtal har hittats i skånska åtgärdsrapporter under detta arbetes gång. Med detta i åtanke nämns därför ett axplock av andra möjliga metoder här i korthet.

Biomanipulation i form av utfiskning av vitfisk

Att ta bort vitfisk för att förbättra ekosystemet i en sjö (se figur 1) är svårt, dyrt och tidskrävande (Moss m.fl. 1996). I Ringsjön har man genom projektet "Algae Be Gone!" fiskat vitfisk mellan 2011-2014 för att minska algbloomingen och även om projektet tycks ha haft effekt (Bergknut m.fl. 2014), så har under detta arbete tillräcklig information om kostnad och mängd näringsreduktion inte kunnat hittats för att kunna utföra en beräkning av kostnadseffektivitet.

Ekologisk odling

Ekologiska odlingar tenderar att ha mycket vallodling, vilket ger en lägre risk för kväveutlakning ur marken (Wivstad m.fl. 2009). Dock får ekologiska och konventionella odlingar ungefär samma mängder fosfor och har lika hög nyttjandegrad av kväve (Wivstad m.fl. 2009). de Ponti m.fl. (2012) påpekar att ekologisk genererar en mindre skörd, och därmed bli kostnaden för varje kilo gröda högre för att jordbrukaren ska kunna gå med vinst. Tas denna förhöjda kostnad in i beräkningen av hur mycket en övergödningsåtgärd kostar så blir åtgärden alltså dyrare.

SLU menar att ekologisk odling inte bidrar mycket till ett minskat näringsämnesläckage från jordbruket, och är dessutom kostnadsineffektivt i förhållande till exempelvis våtmarker och fångstgrödor (SLU u.å. b).

Ekonomiska åtgärder

Williams (2004) pratar om att höja skatter och avgifter för exempelvis mängden använd gödsel, enligt förorenaren betalar-principen ("Polluters Pay Principle"). Han uppger att EU-stöden har knappt hjälpt mot övergödningsen, men dock att gödselskatten har lyckats minska de svenska kväveutsläppen med 1500 ton per år.

Lantanmodifierad bentonit

Lantanmodifierad bentonit (LMB) har används i ungefär 100

ytvattenområden i Europa för att minska fosfor (Copetti m.fl. 2015). Reitzel m.fl. (2013) har visat genom sin studie att LMB fungerar i danskt mjukt vatten – dock sämre i alkalint eller bräckt vatten. Kostnadseffektiviteten i svenskt vatten tycks utforskad, men forskning tyder på att mängden LMB som krävs för åtgärden, och därmed kostnaden, beror på vilken typ av vatten man behandlar och vilken effektivitet man är ute efter (Reitzel m.fl. 2013).

Strukturkalkning

Strukturkalkning innebär att man tillsätter kalk i odlingsjorden (Hoffman m.fl. 2016) och minskar fosforförlusten från marken med ungefär 0,15 kilo per hektar och år (VISS 2017c). Det har även visat sig kunna öka skörden från den bearbetade jorden (Hoffman m.fl. 2016).

Sammanställning

För att få en enkel överblick sammanfattas samtliga åtgärder, med en kostnadseffektivitet antingen uppgiven i sin rapport eller uträknad i detta arbete, i tabell 1. Kostnaden för kväverening och tillbyggnad av fosforfällning i reningsverk finns även med i tabellen som en jämförelse. Kostnad per kilo renat fosfor/kväve är ett mått på åtgärdens effektivitet.

Vad som syns i tabell 1 är bland annat att de dyraste åtgärderna för att rena vatten på kväve är avfasning och tvåstegsdiken, med ett pris på 80-330 kr per renat kilo, och Segeå-projektets filteråtgärder för 200 kr kilot. Dyraste fosforåtgärden var våtmarkerna i Life-projekt nr. LIFE96ENV/346 som trots sitt låga pris om man räknar på kilo kväve, får en kostnadseffektivitet på 4600-18'500 kr per kilo renat fosfor. Detta är dock uträknat under detta arbete och den riktiga kostnaden kan vara annorlunda.

I figur 3 syns kostnaden per kilo renat kväve och fosfor, uppdelat efter åtgärdstyp. Man kan se att dammar, både ensamma och i projekt tillsammans med våtmarker, har några av de lägsta kostnaderna för både fosfor och kväve.

Tabell 1

Sammanfattning av de åtgärder som hittats i de olika rapporterna, där en kostnadseffektivitet har redovisats eller som under detta arbete har kunnat beräknas. N = kväve. P = fosfor. i.u. = ingen uppgift. Kostnaden är beräknad exklusive ränta om detta inte nämns, och så att *alla kostnader* åtgärdsrapporterna har tagit upp går till kväve- eller fosforrening (således inte både och, eller till andra effekter exempelvis biologisk mångfald). ^ej del av ett större åtgärdsprojekt. *åtgärdsrapportens egen uppgift (ej uträknad under detta arbete). ¹Endast för entreprenad och markersättning. ²Endast för entreprenad, mark- och skötselersättning. ³Rapporten fördelar 90% av kostnaden till näringsretention och resterande till biologisk mångfald, och 90% av näringsretentionskostnaden till kväve och 10% till fosfor. Allt detta har justerats till 100% i tabellen för rimlig jämförelse.

ÅTGÄRD	DEL AV PROJEKT	LOKAL	BERÄKNAD LIVSLÅNGD	KOSTNAD/KG RENAD N	KOSTNAD/KG RENAD P
Avfasning och tvåstegsdiken	Separat^ och Segeå-projektet	Segeåns och Alnarpsåns avrinningsområden	30 år	80-330 kr ¹	700-2800 kr ¹
Damm	Höjeåprojektet	Råbytorp	30 år	12 kr*	576 kr
Dammar	LIP-projekt Saxån och Braån	Saxån-Braåns avrinningsområde	20 år	20 kr*	571 kr*
Dammar/våtmarker	Höjeåprojektet	Höjeås avrinningsområde	30 år	31 kr inkl. 6% ränta*	i.u.
Dammar/våtmarker	Segeå-projektet	Segeås avrinningsområde	30 år	60 kr inkl. 6% ränta* ²	i.u.
Dammar/våtmarker	Kävlingeåprojektet	Kävlingeåns avrinningsområde	30 år	30 kr*	147-2000 kr
Filteråtgärder	Segeå-projektet	Böringe och Lindholmen	25 år	200 kr*	7000 kr*
Kalkfilterbäddar	Tullstorpsåprojektet	Tullstorpsåns avrinningsområden	20 år	i.u.	650-1080 kr
Kalkfilterbädd	Tommarpsån	Järrestad	20 år	i.u.	745 kr*
Skyddszoner	Höjeåprojektet	Höjeås avrinningsområde	10 år	i.u.	625 kr ¹
Spillvattenmagasin	Separat^	Segeå och dess biflöden	50 år	i.u.	6667 kr*
Våtmark	Tommarpsån	Virrestad	20 år	175 kr*	1'796 kr
Våtmarker	Life-projekt nr. LIFE96ENV/S/346	Höjeås och Kävlingeåns avrinningsområden	30 år	24 kr inkl. 6% ränta*	4600-18'500 kr
Våtmarker	LBU och landsbygdsprogrammet	Skåne	20 år	36-40 kr* ³	1570-3410 kr* ³
Reningsverk	Ej tillämpligt	Ej tillämpligt	Ej tillämpligt	50-60 kr*	50-150 kr*

18'500 kr

Legend:
■ = fosfor
■ = kväve
 1 = antal projekt

Typ av åtgärd	Fosfor (SEK/kilo)	Kväve (SEK/kilo)	Antal projekt
Avfäsning/tvästegsdiken	~2100	~300	1
Damm	~600	~100	2
Damm/våtmark	~1800	~100	3
Filteråtgärder	~6400	~200	1
Skyddszon	~600	~100	1
Spillvattenmagasin	~6800	~100	1
Våtmark	~18500	~200	3
Reningsverk	Ej tillämpligt	~100	1

Figur 3: Kostnad i SEK per kilo kväve och fosfor åtgärden renar

I figuren syns spannet på vad olika åtgärder mot kväve och fosfor i vattenförekomster kan kosta, beroende på projektet åtgärden utförts i.

Vad är det i en åtgärd som kostar?

När man ska räkna på kostnadseffektivitet är det viktigt att ta reda på vad i projekten som har kostat. Detta för att få en uppfattning av vad som eventuellt kan justeras eller tas bort för att hålla sig inom budget.

Entreprenad och ersättning

Jordbruksverket (2004) menar att det dyraste med att bygga en våtmark är själva grävningen, och majoriteten av kostnaden för många av projekten (ex. Holmström 2013; Davidsson & Baden 2014; Ekstrand m.fl. 2014b; Reuterskiöld & Krook 2004; Alström m.fl. 2000) har gått till entreprenad (själva åtgärdsbyggandet) samt kompensation i form av bland annat skötselersättning, intrångskostnader och markersättning. Under Segeå-projektets etapp 4 gick hälften till entreprenadkostnaderna och markersättning, men då inkluderades inte skötselersättning till jordbrukaren i totalkostnaden. (Davidsson 2014).

Att entreprenadarbetet är den största kostnaden i ett projekt är naturligt, menar Davidsson (2014), då det som påverkar kostnaden mest vid en anläggning av en damm/våtmark är schaktvolymen (Reuterskiöld & Krook 2004). Schaktning av massor blir dyrare ju längre bort och ju större massor man måste schakta (Davidsson & Baden 2014) och de kan inte placeras hur som helst (Jordbruksverket 2004). Vid skapande av våtmarker och dammar bör nivåskillnaden mellan den tilltänkta marken och det tillrinnande vattnet vara så låg som möjligt för att minska schaktdjupet och därmed kostnaderna (Reuterskiöld & Krook 2004). Det är även generellt bättre att anlägga stora dammar eller våtmarker, då dessa tenderar att ge lägre entreprenadkostnad per hektar åtgärd (Reuterskiöld & Krook 2004).

Val av lokal

Lokalisering för åtgärden kan påverka kostnaden ersättningen och entreprenaden mycket: Holmström och Davidsson (2003) menar att marken i Malmö är dyrare än närliggande kommuner, och Davidsson och Baden (2014) pekar på samma sak när de nämner att mark i tätortsnära områden är dyrare än annan mark. Platser med lågt grundvatten, exempelvis orsakat av dränering, kräver mer schaktning för att nå grundvattnet (och bilda damm/våtmark) och blir därmed dyrare att anlägga på (Jordbruksverket 2004). Holmström och Davidsson (2003) nämner lokaliseringar där våtmarker varit billigare att konstruera på grund av markens karaktär som gjort att mindre schaktning har behövts, vilket

innebär färre arbetstimmar samt mindre kostnader för bortforsling av schaktmassor. När exempelvis en våtmark dessutom endast utgör drygt hälften av ytan som ersätts (Weisner & Thiere 2010), är det än viktigare med en billigare lokal.

Även vilken typ av jordbruksmark (betesmark, åkermark) som tas i anspråk påverkar priset – åkermark i Sydsverige kostade 155 tusen kronor år 2015 (Enhäll 2016). I samma område och år kostade betesmark endast 52 tkr (Enhäll 2016). Även jordklassen på jordbruksmarken påverkar priset (Davidsson & Baden 2014). Att jordbruksmark är dyrare att ersätta, och dessutom än mer om den är av hög kvalitet, är förstås för att man ska kunna ersätta de odlingsförluster jordbrukaren gör i utbyte (Jordbruksverket 2004).

En del åtgärder fungerar sämre, eller inte alls, i vissa typer av mark. Strukturkalkning fungerar exempelvis inte utanför styva lerjordar (Ekstrand m.fl. 2014b). Åtgärder såsom våtmarker som ska hindra näringsämnesläckage till havet tjänar mest på att vara placerade nära havet (Strand 2016; Ekstrand m.fl. 2014a).

Efterföljande utgifter

En del åtgärder kostar även efter att konstruktionen är avslutad. Här räknas exempelvis skötsel (Holmström 2013; Reuterskiöld & Krook 2004), reparation (Davidsson 2014) samt inköp av ny omgång kalkfiltermaterial (Ekstrand m.fl. 2014a). Statligt skötselstöd, som ligger på 1500-4000 kr per hektar och år, är också en pågående kostnad, som bland annat användes under Segeå-projektets etapp 4 (Davidsson 2014). Salomonsson och Skopal (2015) poängterar att det är billigare med planerat underhåll än akut underhåll, vilket gör det viktigt att kommuner och andra aktörer planerar långsiktigt. Holmström (2010) håller med och nämner att det är bra om våtmarkskonstruktion finns med i de kommunala översiktsplanerna.

Andra utgifter

Utöver ersättning och entreprenad går budgeten även till bland annat administration (Davidsson 2014), projektering (Davidsson 2014; Davidsson & Baden 2014; Ekstrand m.fl. 2014), utredningar (Davidsson 2014; Ekstrand m.fl. 2014), dispensavgifter (Davidsson & Baden 2014), uppföljning och miljödomar (Davidsson & Baden 2014).

Williams (2004) menar att i Saxån-Braåns LIP-projekt gick mycket pengar till administration som hade kunnat gå till annat. I Segeå-projektets etapp 4 gick 14% av kostnaderna till administrationen i Svedala kommun (Davidsson 2014).

Inkomster

En del åtgärder kan betala sig själv genom någon form av intäkt och är något man bör beakta eftersom inkomsterna kan subtraheras från den totala kostnaden. Utfiskning av vitfisk kan exempelvis dra in pengar genom att vitfisken kan gå till djurmat eller biogas (Bergknut m.fl. 2014). Andra exempel på inkomst kan vara ökad skörd för jordbrukaren som utfört strukturkalkning (Malgeryd m.fl. u.å.) eller ökad rekreation/turism (Davidsson & Baden 2014) vid våtmarker.

Diskussion

Övergödning på grund av näringsämnesläckage från lantbruk och enskilda avlopp är fortfarande ett problem i Skåne, men tack vare de olika åtgärder som aktörer, bland annat Skånes vattenorganisationer, har utfört och fortfarande utför så har kan en minskning av näringsämnen till havet kunnat observeras - anlagda våtmarker i södra Sverige har tillsammans visat sig minska näringsämnesflödet till havet med 0,2 % för kväve och 0,5% för fosfor (Naturvårdsverket 2009). De olika rapporterna som detta arbete har studerat visar på att alla åtgärder som man kunnat beräkna kostnadseffektivitet på visar att åtgärden fungerat – dock varierar kostnaden på kilo renat näringsämne mycket mellan åtgärderna. Givetvis kan man även mäta en åtgärds effektivitet på annat sätt än kostnadseffektivitet, exempelvis tidseffektivitet, men i detta arbete har fokus legat på kostnad.

Det är också viktigt att poängtera att det kan finnas åtgärder som gjorts men rapporter som aldrig publicerats eller skrivits då åtgärden hade ingen eller oönskad effekt, och därför inte önskas publiceras; eller så skrivs de aldrig då det inte finns resurser att skriva en rapport om en åtgärd som inte fungerat. När de rapporter jag gått igenom inte har blivit kollegialt granskade finns en risk för denna publikationspartiskhet ("publication bias") och detta riskerar att förvränga detta arbetes resultat och slutsats. Men de rapporter som hittats är det som jag har fått utgå ifrån, och med dessa som grund tycks dammar vara det bästa alternativet för både kväve och fosforrening när man ser till kostnadseffektivitet.

Dammar och våtmarker tycks ha låga kostnader för kväve, men våtmarker kan vara mer riskfyllda om man vill minska fosformängden, eftersom prisspannet för fosfor visade sig väldigt stort och slutnotan kan därmed stiga kraftigt. Vill man minska på fosfor till ett lägre pris är dammar eller avfasning av diken och tvåstegsdiken säkrare alternativ. Detta bör man ha i åtanke när man i framtiden tänker utföra nya projekt i regionen.

Vilken man åtgärd man väljer beror alltså på mycket: hur mycket mark man kan ta i anspråk, hur länge man vill att åtgärden ska hålla, om man tänker åtgärda flera områden som en del av ett större projekt eller endast ett område, om den ska rena både kväve och fosfor och om den ska ha andra värden som till exempel biodiversitet eller ökad rekreation, innan man till slut kan titta på vad som är mest kostnadseffektivt per kilo kväve/fosfor. Väljer man att fördela kostnaden på andra effekter kan kostnaden per kilo bli lägre.

Å andra sidan riskerar åtgärder där flera effekter har varit målet att samtidigt bli dyrare per kilo. I skånska våtmarker som byggts med reningssyfte blir ett kilo renat kväve till endast 40% av priset i våtmarker som byggts med andra syften i åtanke (Weisner & Thiere, 2009 ej tillgänglig, hänvisad till i Davidsson 2010), exempelvis biologisk mångfald (Weisner & Thiere 2010). Detta bekräftas av Jordbruksverkets utvärdering som kommer fram till att en mycket bättre rening hade kunnat vara möjlig om man fokuserade på just detta när man bestämde en våtmarks storlek och placering (Weisner & Thiere 2010).

En anledning till att dammar kan vara mer kostnadseffektiva än våtmarker kan vara dess yta. På grund av att markersättningen är hög i en del områden i Skåne, argumenterar Davidsson m.fl. (2005) för att ytmässigt små men djupa dammar som kan vara mer kostnadseffektiva än vida grunda våtmarker. Våtmarken med sin långa flödestid (och därmed höga upptag av fosfor) ersätts då med dammar med djupt inflödesområde, som tillåter en del av fosfor att sedimentera ner till botten och därmed fungerar även dammen som en fosforfälla (Davidsson m.fl. 2005). Att man väljer att ha det som djupast vid inflödet beror på att det är där sedimentationen är som störst (Reuterskiöld & Krook 2004).

Weisner och Thieres rapport (2010) visar dock på att våtmarker som fick projektstöd eller miljöinvestering i någon form var bättre på kväverening än de med endast skötselersättning. Med andra ord kan detta vara en extrakostnad som är värd sitt pris.

Detta arbete har gått ut på att läsa projekt om åtgärder som gjorts för att ta itu med Skånes övergödningssproblem. Dessa åtgärder har mestadels bestått av dammar och våtmarker, men även nyare metoder såsom tvåstegsdiken har hittats i detta arbete, och dessutom utförts i Skåne med till synes goda resultat.

Att de rapporter som gått igenom inte är alla åtgärder och projekt som utförts i Skåne är uppenbart – 18 LOVA-projekt gick inte att få tag på inom arbetets tidsram, och Svarteåns hemsida låg nere under arbetets period, där ytterligare några projekt kan ha funnits. Men de som har hittats tycker jag ändå visar en trend, och därmed även en rekommendation, på vad som tycks fungera till en viss kostnad.

Skåne med sina lantbruk, och med dem gödsling på åkermark och enskilda avlopp, fortsätter ha övergödningssproblem. Men med åtgärder som dessa kan näringsämnesläckaget till vatten uppenbarligen minskas eller undvikas.

Det återstår att se vilka åtgärder som skånska aktörer i framtiden väljer att utföra, men om de tillsammans med resten av Sverige och världen kan man se till att övergödningen i inrikes vattendrag men även havet minskar. Våtmarker byggda efter 2002 visar också på bättre kväverening än innan 2002, med en dryg fördubbling i minimummängd, delvis på grund av en bättre placering (Weisner & Thiere 2010). Det finns med andra ord god anledning att tro att åtgärderna som utförs blir allt effektivare och att vi till slut kommer att få bukt med Skånes övergödningssproblem.

Dessutom så kostar näringsämnestillförseln i form av gödsling jordbrukarna pengar när läckaget sker och näringsämnena därmed inte används - Wivstad m.fl. (2009) nämner en nationell utnyttjande grad på

endast 30%. Det är alltså tydligt att endast åtgärder för att ta bort näringsämnen i vattnet inte lämpar sig i längden. Attitydförändring och utbildning behövs hos de som bidrar till näringsutsläppen till våra vattendrag.

Avslutningsvis vill jag lägga tyngd på det faktum att detta arbete endast tittat på kostnadseffektiviteten för en ekosystemfunktion, när det egentligen bör ligga ett flertal till grund för viktiga beslut. Man bör med andra ord inte bara titta på näringsreduktion när man bestämmer vad man ska sätta in i ett landskap. Att dammar möjligtvis är bäst när man ser till näringsreduktion, betyder inte att man tjänar på att fylla Sverige med dammar – till slut lär man inte öka exempelvis den biologiska mångfalden genom en damm till. Enda sättet att få det bästa av alla världar att en lämplig kombination av rätt åtgärder på rätt ställen, med rätt syfte; universallösningar finns inte i vår mångfacetterade natur.

Slutsatser

Under arbetets gång har det varit många rapporter som tycks få en låg kvävekostnad på våtmarkskonstruktion, vilket tyder på att detta är kostnadseffektivt, och medhåll fås av exempelvis Holmström och Davidsson (2003, Strand (2016), Holmström (2013) och Weisner och Thiere (2010). Dammar tycks också vara ett populärt alternativ bland rapporterna (ex. Williams 2004). En risk med våtmarker och dammar är dock att när man täcker jordbruksmark med vatten kan näringsämnen läcka ut – den nyanlagda åtgärden kan till och med bli en källa för fosfor (Jordbruksverket 2004).

Jag vill argumentera att dammar kan konkurrera med reningsverksåtgärder, då de ligger i samma kostnadsklass men dammar kan ta hand om det diffusa jordbruksläckaget och dessutom ger andra effekter i form av ekosystemtjänster. Våtmarker tycks också effektiva när det kommer till kväve, men då ett projekt fick en väldigt hög fosforkostnad kan det vara värt att titta på avfasning av diken och tvåstegsdiken eller dammar som säkrare alternativ för fosforrening.

Med andra ord vill jag till framtida projekt rekommendera dammar, men även våtmarker om de utförs på rätt sätt för att minska kostnaderna. Även avfasning och tvåstegsdiken, som trots att jag bara hittade ett projekt med detta, visade på låga kostnader för fosfor och kväve och därmed kan vara värt att titta närmare på.

Tack

Jens Ratcovich på Länsstyrelsen som tog sig tid att svara på mina frågor och mer därtill.

Johan Hollander för sin handledning och hjälp.

Referenser

Albertsson, B., Kvist, M. & Löfgren, J. (1999). *Sektorsmål och åtgärdsprogram för reduktion av växtnäringsförluster från jordbruket*. Jordbruksverket.

Alström, T., Holmström, K., Krook, J., Reuterskiöld, D., Torle, C., Tranvik, L., & Wedding, B. (2000). *Wetlands in agricultural areas - Complementary measures to reduce nutrient transport to inland and coastal waters*. LIFE96ENV/S/346. Landskrona: Ekologgruppen i Landskrona AB.

Bergknut, H., Sørensen, O. D., Nilsson, R., Ekvall, M., Jensen, H. J., Westas, N., Svensson, C., Nyström, P., Enevoldsen, P., Bjørn, C. m.fl. (2014). *Restaurering av övergödda sjöar – en handbok baserad på erfarenheter i Ringsjön och Sjølsø*. Algae be gone!.

Copetti, D., Finsterle, K., Marziali, L., Stefani, F., Tartari, G., Douglas, G., Reitzel, K., Spears, B. M., Winfield, I. J., Crosa, G. m.fl. (2015). Eutrophication management in surface waters using lanthanum modified bentonite: A review. *Water Research*, 97, ss. 162-174.

Davidsson, T. (2003). *Näringsackumulering i dammsediment*. Landskrona: Ekologgruppen i Landskrona AB.

Davidsson, T. (2010). *Segeå-projektet Etapp 3 – Slutrapport*. Landskrona: Ekologgruppen i Landskrona AB.

Davidsson, T. (2014). *Segeå-projektet Etapp 4 – Slutrapport*. Landskrona: Ekologgruppen i Landskrona AB.

Davidsson, T. (2016). *Uppföljning av filterbäddar – Funktion och näringsretention i tre anlagda filter för rening av kväve och fosfor*. Landskrona: Ekologgruppen i Landskrona AB.

Davidsson, T. & Baden, E. (2014). *Avfasning av dikeskanter och tvåstegsdiken i Segeåns och Alnarpsåns avrinningsområden - Utredning av lägen, kostnader och potentiell miljönytta*. Landskrona: Ekologgruppen i Landskrona AB.

Davidsson, T. & Holmström, K. (2007). *Segeå-projektet Etapp 2 –*

slutrapport. Landskrona: Ekologgruppen i Landskrona AB.

Davidsson, T., Wedding, B. & Holmström, K. (2005). *Segeå-projektet – Uppföljning av 50 dammar*. Landskrona: Ekologgruppen i Landskrona AB.

de Ponti, T., Rijk, B. & van Ittersum, M. K. (2012). The crop yield gap between organic and conventional agriculture. *Agricultural Systems*, 108, ss. 1-9.

Ekologgruppen i Landskrona AB. (2010). *Transporter av fosfor och kväve från skånska vattendrag - tillstånd och trender till och med 2008*. Malmö: Länsstyrelsen i Skåne.

http://www.lansstyrelsen.se/skane/SiteCollectionDocuments/sv/publikationer/2010/TransporteravNochPtillsk%C3%A5nskavattendrag_2010.pdf
[2017-03-22]

Ekstrand, S., Persson, T. & Bergström, R. (2014a). *Slutrapport LOVA-projekt – Fosforåtgärder och mätuppföljning i Tullstorpsån*. WEREC Water Ecosystem Recovery AB.

Ekstrand, S., Persson, T., Bergström, R. & Kynkkäänniemi, P. (2014b). *LOVA-projekt: Åtgärdseffekter - kväve och fosfor i jordbruket. Slutrapport – November 2014*. WEREC Water Ecosystem Recovery AB.

Enhäll, J. (2016). *Priser på jordbruksmark 2015* (rapport JO 38 SM 1601). Jordbruksverket. ISSN 1654-4072

Eriksson, P. (2001). *Våtmarker i odlingslandskapet – Kävlingeåprojektet – Utvärdering av Etapp I och II – Del 1*. Lund: Lunds universitet.

Europeiska kommissionen. (2016). *Introduction to the new EU Water Framework Directive*. http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/info/intro_en.htm [2017-04-05]

Hagerberg, A., Krook, J. & Reuterskiöld, D. (2004). *Åmansboken: vård, skötsel och restaurering av åar i jordbruksbygd*. Landskrona: Saxån-Braåns vattenvårdskommitté. ISBN: 91-631-4875-7

Havs- och vattenmyndigheten. (u.å). *Projekt för en bättre havs- och vattenmiljö*. <https://projektkatalog.havochvatten.se/db04p01/f?p=108:1>
[2017-03-22]

Hav- och vattenmyndigheten (2016). *Ramdirektivet för vatten - utgångspunkt för svensk vattenförvaltning*.
<https://www.havochvatten.se/hav/samordning--fakta/miljomal--direktiv/vattendirektivet.html> [2017-04-05]

Hoffman, M., Malgeryd, J & Börling, K. (2016). *Praktiska råd. Nr 26. Greppa näringen*.

Holmström, K. (2010). *Mer natur – Renare vatten: Kävlingeåprojektet*. Landskrona: Ekologgruppen i Landskrona AB.

Holmström, K. (2013). *Kävlingeåprojektet – Slutrapport etapp I-IV*. Landskrona: Ekologgruppen i Landskrona AB.

Holmström, K. & Alström, T. (2016). *Vattenvårdsprogram Kävlingeån Etapp I, 2012-2015, slutrapport*. Landskrona: Ekologgruppen i Landskrona AB.

Holmström, K & Davidsson, T. (2003). *Segeå-projektet Etapp 1 – slutrapport*. Landskrona: Ekologgruppen i Landskrona AB.

Jordbruksverket. (2004). *Kvalitetskriterier för våtmarker i odlingslandskapet – kriterier för rening av växtnäring med beaktande av biologisk mångfald och kulturmiljö*. Rapport 2004:2

Kleinman, P. J. A., Sharpley, A. N., Withers, P. J. A., Bergström, L., Johnson, L., T., Doody, D. G. Implementing agricultural phosphorus science and management to combat eutrophication. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 44(2), ss. 297–310. DOI: 10.1007/s13280-015-0631-2

Malgeryd, J., Gustafsson, J., Heeb, A., Kyllmar, K., Lans Strömblad, H. & Nätterlund, H. *Åtgärder mot fosforförluster från jordbruksmark – möjligheter och hinder i praktiken. Delrapport 1 från projekt Greppa Fosfor, 2006–2009*. Rapport 2010:35. Jönköping: Jordbruksverket.

Moss, B., Madgwick, J. & Phillips, G. (1996). *A Guide to the Restoration of Nutrient-enriched Shallow Lakes*. ISBN: 0-948119-29-2

Naturvårdsverket. (2009). *Uppföljning av effekten av anlagda våtmarker i*

jordbrukslandskap - Belastning av kväve och fosfor. Rapport 6309. ISBN: 978-91-620-6309-2

Naturvårdsverket. (2017). *Uppföljning 2017*.

<http://www.miljomal.se/Miljomalen/7-Ingen-overgodning/Nasmalet/au2017/> [2017-04-05]

Pace, M. L. (1993). Heterotrophic Microbial Processes. I Carpenter, S. T. & James F Kitchell, J. F. (red.) *The Trophic Cascade in Lakes*. Cambridge: The Press Syndicate of the University of Cambridge. ss. 252-277. ISBN: 0 521 43145X. 1993

Persson, T., Bergström, R. & Ekstrand, S. (2014). *Dikesfilter Utvidgning Slutrapport Maj 2014*. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.

Pröjts, J. (2015). *Segeån Recipientkontroll 2014 Årsrapport*. Landskrona: Ekologgruppen i Landskrona AB.

Reitzel, K., Andersen, F. Ø., Egemose, S. & Jensen, H. S. Phosphate adsorption by lanthanum modified bentonite clay in fresh and brackish water. *Water Research*, 47, ss. 2787-2796.

Reuterskiöld, D. & Krook, J. (2004). *Höjeåprojektet – en renare å – ett rikare landskap. Slutrapport etapp I-III*. Landskrona: Ekologgruppen i Landskrona AB.

Salomonsson, F. & Skopal, A. (2015). *Slutrapport för LOVA-projektet – Utredning kring åtgärder för att förhindra bräddning och läckage från nödavlopp till Segeån och dess biflöden*. Segeåns Vattendragsförbund och Vattenråd.

SLU. (u.d. a). *Slututvärdering av Miljö- och landsbygdsprogrammet 2000-2006 - vad fick vi för pengarna?*

SLU. (u.d. b). *Förslag till förbättringar av åtgärder och effektindikatorer för perioden 2007 – 2013*.

Strand, J. (2016). *Utvärdering av Höjeåprojektet*. Hushållningssällskapet Halland.

Uusi-Kämpä, J. & Jauhiainen, L. (2010). Long-term monitoring of buffer

zone efficiency under different cultivation techniques in boreal conditions.
Agriculture, Ecosystems and Environment, 137, ss. 75–85

Vattenorganisationer. (u.d. a). *Hitta din vattenorganisation*.
<http://www.vattenorganisationer.se/> [2017-04-18]

Vattenorganisationer. (u.d. b). *Västerhavets vattenorganisationer*.
<http://www.vattenorganisationer.se/vasterhavet/> [2017-04-18]

Vattenorganisationer. (u.d. c). *Södra Östersjöns vattenorganisationer*.
<http://www.vattenorganisationer.se/sodraostersjon/> [2017-04-18]

Vattenorganisationer. (2008). *Allmän information kring vad en vattenorganisation är*.

<http://www.vattenorganisationer.se/modules.php?name=Content&op=showcontent&id=252> [2017-05-01]

VISS. (2015a). *Skyddszoner i jordbruksmark - gräsbevuxna, oskördade*.
<http://viss.lansstyrelsen.se/Measures/EditMeasureType.aspx?measureTypeEUID=VISSMEASURETYPE000723> [2017-04-13]

VISS. (2015b). *Installera kemisk P-fällning*.
<http://viss.lansstyrelsen.se/Measures/EditMeasureType.aspx?measureTypeEUID=VISSMEASURETYPE000783> [2017-04-16]

VISS. (2015c). *Våtmark – fosfordamm*.
<http://viss.lansstyrelsen.se/Measures/EditMeasureType.aspx?measureTypeEUID=VISSMEASURETYPE000726> [2017-04-19]

VISS. (2017a). *Tvåstegsdiken*.
<http://viss.lansstyrelsen.se/Measures/EditMeasureType.aspx?measureTypeEUID=VISSMEASURETYPE000714> [2017-04-07]

VISS. (2017b). *Våtmark för näringsretention*.
<http://viss.lansstyrelsen.se/Measures/EditMeasureType.aspx?measureTypeEUID=VISSMEASURETYPE000725> [2017-04-19]

VISS. (2017c). *Strukturkalkning*.
<http://viss.lansstyrelsen.se/Measures/EditMeasureType.aspx?measureTypeEUID=VISSMEASURETYPE000719> [2017-05-10]

Wedding, B. (2004). *Näringsämnesreduktion i nyanlagda dammar* (Aktuella resultat 3 – 2004). Landskrona: Ekologgruppen i Landskrona AB.

Weisner, S. & Thiere, G. (2010). *Mindre fosfor och kväve från jordbrukslandskapet – Utvärdering av anlagda våtmarker inom miljö och landsbygdsprogrammet och det nya landsbygdsprogrammet*. Rapport 2010:21.

Williams, L-E. (2004). *Dammar och våtmarker för ett ekologiskt hållbart samhälle*.

Wivstad, M., Salomon, E., Spångberg, J. & Jönsson, H. (2009). *Ekologisk produktion – möjligheter att minska övergödning*. Uppsala Centrum för uthålligt lantbruk, SLU. ISBN: 978-91-86197-50-6

Appendix

Följande vattenorganisationer inom skånskt vatten kontaktades via mejl:

Vattenorganisation	Kontaktperson	Besvarade mejlet	Utdrag ur svaret
Helgeåns Vattenråd	Agne Andersson	Nej	–
Kävlingeåns Vattenråd	Anna Olsson	Nej	–
Höje å Vattenråd	Jonas Johansson	Ja	”Jag föreslår att du [...] går in på våra hemsidor. [...] Återkom gärna med fler frågor.”
Rååns Vattenråd	Claes Nihlén	Nej	–
Saxån-Braåns Vattenråd	Olle Nordell	Ja	”Rapporter från Saxån-Braån hittar du på vår hemsida.”
Svarteåns vattenråd	Gustav Hagemann	Ja	”Vi på Svarteåns vattenråd håller på och bygger en hemsida och allt du undrar över för din uppsats kommer att finnas på vår hemsida. När den blir klar och vad adressen blir vet jag inte just nu.”
Nybroån, Kabusaån och Tyge å Vattenråd	Charlotte Lindström	Nej	–
Skivarpsån och Dybäcksån Vattendragsförbund	Lena Johansson	Nej	–
Vegeåns Vattendragsförbund	Marcus Ohlsson	Nej	–
	Kontaktmejladress vegeans.vdf@gmail.com	Nej	–
Segeås Vattenråd	Christel Strömsholm Trulsson	Ja	”Alla våra rapporter finns för nedladdning på www.segea.se ”
Segeåns vattendragsförbund	Kontaktmejladress segeans.vattendragsforbund@svedala.se	Nej	–
Sydvästra Skånes Vattenråd	Per-Arne Johansson	Nej	–

Fyra vattenorganisationer, Österlen VVF, Kävlingeåns VVF, Ringsjöns vattenråd samt Helge å Kommittén för samordnad kontroll, tycktes saknas e-postadress och togs därför inte med, och Kristianstads Grundvattenråd berör inte ytvatten och togs således också bort.

Urdrag ur mejlet som skickades ut 23 mars 2017:

Jag skriver just nu ett examensarbete på Lunds universitet om åtgärder mot övergödning i skånska vatten, i förhållande till deras effektivitet och kostnad. För att kunna göra detta behöver jag rapporter, främst uppföljande sådana, om åtgärder som vidtagits (exempelvis utfiske av vitfisk, inplantering av rovfisk, våtmarksprojektering, muddring, flockning, uppgradering av enskilda avlopp, utbildning av bönder och privatpersoner, med mera).

Då ni är aktörer kring skånska vatten hade jag varit mycket tacksam om ni kunde skicka mig rapporter och andra dokument som ni tycker kan vara av intresse. Då mitt mål är att examensarbetet ska kunna fungera som en

referensram för vad som fungerar och inte fungerar för olika vatten i förhållande till aktörens tid och budget, så hoppas jag att ni själva kommer att få nytta av min uppsats när den är färdig.

Utöver vattenorganisationerna kontaktades även Länsstyrelsen, Hav- och Vattenmyndigheten och Ekologgruppen i Landskrona AB. Länsstyrelsen fick samma mejl som vattenorganisationerna, se ovan, medan ett urdrag ur mejlet till Ekologgruppen i Landskrona AB's Rebecka Nilsson som skickades 22 mars 2017 såg ut som följande:

Jag skriver just nu ett examensarbete på Lunds universitet om åtgärder mot övergödning i skånska vatten i förhållande till effektivitet och kostnad, och eftersom ni jobbar mycket med sånt (våtmarksprojektering mm) så undrar jag om ni kanske har åtgärdsrapporter och -dokument att dela med er av? Angående prislapp, tid och gärna uppföljande rapporter om hur väl åtgärderna fungerade?

Rebecka Nilsson besvarade mejlet med bland annat ”På hemsidan för respektive projekt finns rapporter och utvärderingar som har gjorts genom åren. Jag tror att det är den lättaste vägen att gå för att samla in information.”, och inga rapporter bifogades.

Till Hav- och vattenmyndigheten (havochvatten@havochvatten.se) skickades 5 samt 28 april 2017 följande förfrågan om LOVA-slutrapporter ur projektkatalogen (Havs- och vattenmyndigheten u.å.):

Jag skriver just nu ett examensarbete om övergödningsåtgärder i Skåne län, och skulle därför vilja ha LOVA-slutrapporterna, men hittar dem inte i diariumet.

I projektkatalogen hittades totalt 18 resultat för Skåne län, med huvudsakligt miljömål Ingen övergödning samt Slutrapporterade. Om ni hade kunnat delge mig slutrapporterna till dessa 18 projekt hade jag varit mycket tacksam.

Hav- och vattenmyndighetens Christina Hallström svarade 28 april med följande:

Hej Camilla,

HaV har inga LOVA-slutrapporter registrerat i sitt diarium eftersom Ist är helt ansvariga för handläggningen av dessa ärenden. Man måste alltså vända sig till respektive länsstyrelses diarium med en begäran om utlämnande av slutrapporter.

Observera att Projektkatalogen på HaV:s webbsida inte är ett diarium, så man måste i ditt fall vända sig till Länsstyrelsen Skånes diarium.

Vänliga hälsningar
Christina Hallström

Därefter samma dag kom ett svar från HAVs Frida Åberg:

Hej Camilla,

Om det är till nytta för dig kan du få en lista på de 144 projekt vi har inlagda i projektkatalogen, så får du ut syfte, ort och diarienummer hos Länsstyrelsen. Jag har möjlighet att ordna det på tisdag [2 maj].

(LOVA-handläggarna hos Länsstyrelsen kan ta ut liknande utdrag åt dig, men det går inte att göra från den allmänt tillgängliga databasen eftersom inte alla projekt är godkända för publicering hos oss.)

Vänliga hälsningar
Frida Åberg

Jag svarade samma dag att ja tack det vill jag gärna, men sedan dess har Åberg inte återkommit, och tiden rann ut för att få med projekten i arbetet.



LUNDS
UNIVERSITET

WWW.CEC.LU.SE
WWW.LU.SE

Lunds universitet

Miljövetenskaplig utbildning
Centrum för miljö- och
klimatforskning
Ekologihuset
223 62 Lund