

Master Thesis
TVVR 15/5007

Åtgärder för reduktion och tillvaratagande av näringsämnen från dräneringsvatten

En tillämpning på Höje å

Therese Hernvall



Division of Water Resources Engineering
Department of Building and Environmental Technology
Lund University

Åtgärder för reduktion och tillvaratagande av näringsämnen från dräneringsvatten

En tillämpning på Höje å

By:
Therese Hernvall

Master Thesis

Division of Water Resources Engineering
Department of Building & Environmental Technology
Lund University
Box 118
221 00 Lund, Sweden

Water Resources Engineering
TVVR-15/5007
ISSN 1101-9824

Lund 2015
www.tvrl.lth.se

Master Thesis
Division of Water Resources Engineering
Department of Building & Environmental Technology
Lund University

Swedish title: Åtgärder för reduktion och tillvaratagande av näringsämnen från dräneringsvatten – En tillämpning på Höje å

Author(s): Therese Hernvall

Supervisor: Rolf Larsson
Lena Vought

Examiner: Linus Zhang

Language: Svenska

Year: 2015

Keywords: dräneringsvatten, kväve, fosfor, vattenvårdsåtgärder, jordbruk, återförsel, övergödning, Höje å

Förord

Detta examensarbete är det avslutande momentet i mina studier i civilingenjörsutbildningen Ekosystemteknik med inriktning vattenresurshantering vid Lunds tekniska högskola. Arbetet är en delstudie i ett samarbete mellan dagvattengruppen i Höje å Vattenråd och avdelningen för Teknisk vattenresurslära LTH/Lunds universitet med fokus på förbättrad vattenkvalité.

Jag vill tacka min handledare Rolf Larsson från Teknisk vattenresurslära som hjälpt till under hela processen och gett feedback på mitt arbete. Tack också till min biträdande handledare Lena Vought och även Jean O.Lacoursière som kommit med värdefulla idéer och tagit sig tid att svara på mina frågor. Jag vill även tacka de personer som från olika håll hjälpt till under arbetets gång, särskilt Jonas Johansson från Höje å Vattenråd.

Slutligen, vänner och familj som under denna långa, lärorika och inte helt lätta period alltid ställt upp för mig. Jag kan inte tacka er nog.

Therese Hernvall
Lund, juni 2015

Sammanfattning

Övergödning är ett av de största miljöproblemen i Skånska vatten, där jordbruket bidrar med de största belastningarna. Bearbetning av åkerjord och användning av gödsel tillför och frigör näringsämnen som riskerar att transporteras till vattendragen via ytavrinning eller dräneringsledningar om inget upptag sker. I detta arbete studeras tre åtgärder för att reducera och återcirkulera näringsämnen från dräneringsvatten: produktionsvåtmark, fosfordamm och kalkfilter. Målet är en minskad näringstillförsel och hållbar växt-näringshantering. Arbetet består av litteraturstudier, analys av forskning inom området samt en fallstudie. Fallstudien är utförd på en delsträcka av Höje å, påverkad av övergödning likt många andra vattendrag i Skåne. Åtgärder i fallstudien föreslås högre upp i dräneringssystemet och ger en avskiljning på 8 % och 20 % för kväve respektive fosfor. Gällande återföring av näring visar studien att flera av materialen från åtgärderna har en låg koncentration av näringsämnen samt en osäkerhet i växttillgänglighet i jämförelse med andra gödningsmedel. Bäst gödningspotential har rötning av bladvass, som dock kräver flera kostsamma steg i processen. För framtida studier föreslås att dräneringsledningar i områden med stora näringsförluster i Höje å avrinningsområde inkluderas i recipientkontrollen för att kvantifiera dess bidrag till övergödningen.

Abstract

Eutrophication is one of the biggest environmental problems in Scanian waters, where agriculture has the largest input. Through soil cultivation and usage of fertilizers, nutrients are added and released. If no uptake occurs nutrients can be further transported to watercourses through surface runoff or the drainage system. This study investigates three measures to reduce and reuse nutrients from drainage water: production wetlands, phosphorus wetlands and filter substrates. The purpose is a reduced nutrient contribution and a sustainable nutrient handling. The study consists of literature studies, analysis of research and a case study, performed on a stretch of Höje River, affected by eutrophication like many other rivers in Scania. Measures in the case study are suggested further up in the drainage system, reducing nitrogen and phosphorus by 8 % and 20 % respectively. Recycled materials from the measures generally have low nutrient concentrations and uncertainties regarding plant availability in comparison with other fertilizers. Best fertilize potential has anaerobic digestion of common reed, the process does however include several costs. For further studies, suggestion is to include drainage pipes in areas with large nutrient losses in the catchment of Höje River into the water quality program to quantify their contribution to eutrophication.

Innehållsförteckning

Förord.....	iii
Sammanfattning	v
Abstract	v
1 Inledning.....	1
1.1 Bakgrund till arbetet.....	2
1.2 Syfte	2
1.3 Metod och arbetets disposition.....	2
1.3.1 Fallstudie	3
1.4 Avgränsningar.....	3
2 Dränering av åkermark.....	5
2.1 Dräneringssystem	6
2.1.1 Täckdikning.....	7
2.2 Dikningsföretag.....	8
2.2.1 Omprovning och vattenvård.....	10
2.3 Läckage av näringsämnen.....	11
2.3.2 Kväve.....	11
2.3.3 Fosfor	12
2.3.4 Övergödning.....	15
2.4 Hydrologiska effekter	15
2.5 Fysiska och ekologiska effekter.....	16
3 Studieområde - Höje å	17
3.1 Vattenkvalité.....	18
3.2 Näringsbelastning.....	22
3.3 Höje å projektet.....	22
4 Vattenvårdsåtgärder	24
4.1 Produktionsvåtmarker	24
4.1.1 Återföring av näring.....	26
4.1.2 Dimensionering	27
4.2 Fosfordammar.....	28
4.2.1 Återföring av näring.....	29
4.2.2 Dimensionering	30
4.3 Kalkfilter	30
4.3.1 Återföring av näring.....	32
4.3.2 Dimensionering	33
4.4 Summering	34
5 Fallstudie	35
5.1 Förslag åtgärder	37
5.2 Beräkningar.....	38
5.2.1 Produktionsvåtmark.....	39
5.2.2 Fosfordamm	40
5.2.3 Kalkfilter.....	40
5.3 Summering	42
6 Diskussion	44
6.1 Åtgärder	44
6.1.1 Tillvaratagande och återföring av näringsämnen.....	44
6.1.2 Anläggande	45
6.1.3 Underhåll.....	46

6.2 Fallstudien	47
6.2.1 Reduktion och återföring av näringsämnen.....	47
6.3 Dikningsföretag	48
7 Slutsats och fortsatta studier	50
Referenser	52

Figurförteckning

Figur 1.1 Metodiken för arbetet.....	3
Figur 2.1 Rötternas tillväxt i odränerad respektive dränerad mark	5
Figur 2.2 Skiss av ett dräneringssystem.....	6
Figur 2.3 Dränering med öppna diken och täckdikning.....	6
Figur 2.4 Vattnets väg genom marken till dräneringsledningarna	7
Figur 2.5 Reglerade sträckor av dikningsföretag i Höje å.....	9
Figur 2.6 Årsmedel av kvävekoncentrationer i dräneringsvatten från 13 åkermarker i Sverige. 12	
Figur 2.7 Årtransport av totalkväve i dräneringsvatten från 13 åkermarker i Sverige	12
Figur 2.8 Årsmedel av fosforkoncentrationer i dräneringsvatten från 13 åkermarker i Sverige. 14	
Figur 2.9 Årtransport av totalfosfor i dräneringsvatten från 13 åkermarker i Sverige	14
Figur 3.1 Höje å avrinningsområde, biflöden och området för fallstudien.....	17
Figur 3.2 Fördelning av markanvändning i Höje å avrinningsområde	18
Figur 3.3 Preliminär ekologisk status för Höje å för år 2015.....	19
Figur 3.4 Fosfortransport och årmedelvattenföring, Trolleberg, Höje å	20
Figur 3.5 Kvävetransport och årmedelvattenföring, Trolleberg, Höje å.....	20
Figur 3.6 Flödesviktad fosforhalt, Trolleberg, Höje å.....	21
Figur 3.7 Flödesviktad kvävehalt, Trolleberg, Höje å.....	21
Figur 3.8 Nettobelastning av fosfor och kväve i Höje å.....	22
Figur 3.9 Anlagda dammar/våtmarker och skyddszoner i Höje å.....	23
Figur 4.1 Återcirkulering av näringsämnen från dräneringsvatten.....	24
Figur 4.2 Fosfordamm	28
Figur 4.3 Kalkfilterbädd	31
Figur 5.1 Placering av dräneringsledningar i fallstudien.....	35
Figur 5.2 Jordartskarta för området i fallstudien.....	36
Figur 5.3 Placering av dräneringsledningar och föreslagna åtgärder i fallstudien	38
Figur 5.4 Flow duration curve	41

Tabellförteckning

Tabell 4.1 Dimensionsparametrar för produktionsvåtmark.....	27
Tabell 4.2 Klassindelning av löslig fosfor i matjord	29
Tabell 4.3 Löslig fosfor i sediment från fyra svenska våtmarker	29
Tabell 4.4 Tumregler för dimensionering av fosfordammar	30
Tabell 4.5 Avskiljning av fosfor från dräneringsvatten för olika kalkfiltermaterial	31
Tabell 4.6 Sammanställning av åtgärderna gällande syfte, avskiljning och återföring av näring. 34	
Tabell 5.1 Parametrar för funna dräneringsledningar i fallstudien.....	36
Tabell 5.2 Data för beräkning av arealkoefficienter för kväve och fosfor	39
Tabell 5.3 Avvattnad areal, beräknad kväve och fosfortransport, medelflöde och medelhögflöde i dräneringsledningarna för föreslagna åtgärder i fallstudien.....	39
Tabell 5.4 Sammanfattning av åtgärdernas potential i näringsavskiljning i fallstudien.....	42
Tabell 5.5 Sammanfattning av åtgärdernas potential i återföring av näringsämnen i fallstudien . 43	
Tabell 6.1 Summering av åtgärdernas gödningspotential	44

1 Inledning

Övergödning av vattendrag, sjöar och kustområden är idag ett av de största miljöproblemen i Skåne (Naturvårdsverket 2014a). Utsläpp av kväve och fosfor sker från reningsverk, enskilda avlopp och industrier, men störst påverkan på näringstillförseln har jordbruket (Naturvårdsverket 2014a). Skåne har ett intensivt jordbruk som tar upp en stor del av markanvändningen.

För att nå ett effektivt jordbruk har stora förändringar gjorts i landskapet. Genom användandet av gödsel för bättre skördar, markavvattning för att vinna ny mark samt uträtning och utdikning av åar för snabb transport har näringsämnen tillförts och den naturliga självreningen i vattendragen minskat. Konsekvenser av detta har bland annat visat sig i sämre vattenkvalité vilket till följd påverkat djur- och växlivet i och runt vattendragen. Ökade halter av näringsämnen i våra vattendrag påverkar även sjöar och kustområden, vilka är slutstationer för den näring som transporteras.

För att leda miljöarbetet i Sverige framåt och för att efterlämna en god miljö till nästa generation har Sveriges riksdag satt upp 16 miljökvalitetsmål som ska uppnås till år 2020 (Länsstyrelsen Skåne 2013). Ett av dem är *Ingen övergödning*. Ett delmål som sattes upp för Skåne var att fram till år 2012 minska utsläppen av fosfor och kväve till vattendrag, sjöar och kustområden med 20 % respektive 25 % från nivåerna från år 1995 (Länsstyrelsen Skåne 2013). Trots många insatser och förbättringar; bland annat genom effektivare rening i avloppsverken, bättre hantering av gödsel och odling i jordbruket, anläggning av våtmarker och andra vattenvårdsåtgärder, uppnåddes inget av Skånes delmål år 2012. Miljökvalitetsmålet *Ingen övergödning* kommer enligt Länsstyrelsen inte heller att uppnås till år 2020 (Länsstyrelsen Skåne 2013, Naturvårdsverket 2014a). Utifrån bedömningarna behövs mer platsspecifika åtgärder framförallt i jordbruket (Naturvårdsverket 2014a).

I detta arbete kommer möjliga åtgärder för att minska belastningar från dräneringsledningarna från jordbruksmark som mynnar ut i Höje å, sydvästra Skåne, att studeras. Höje å är tillsammans med flera andra vattendrag i Skåne påverkat av övergödning. Stora insatser har genomförts längs ån, främst genom anläggning av dammar, våtmarker och skyddszoner. Trots nedåtgående trender av både kväve och fosfor är vattenkvalitén fortfarande inte tillfredsställande (Ekologgruppen 2013). Åtgärder för dräneringsvatten löser inte ensamt problemet men kan tillsammans med andra insatser bidra till att minska övergödningen av Höje å och likväl dess recipient Öresund.

Förutom en minskad övergödning kan åtgärderna för dräneringsvattnet även bidra till en hållbar hushållning av resurser genom att återanvända den näring som avskiljts, vilket kommer att undersökas i arbetet. Behovet av mineralgödsel skulle därmed kunna minska, vilket vid framställning kostar energi och påverkar miljön genom användandet av fossila bränslen (Naturvårdsverket 2012). Fosfor är även en ändlig resurs som vid framställning till mineralgödsel utvinns från fosforrika bergarter. Tillgången på denna råvara blir allt mindre vilket resulterar i ökade produktionspriser och enligt Cordell et al. (2009) kan resursen förväntas vara utarmad om 50-100 år.

1.1 Bakgrund till arbetet

Som en del av ett HaV-projekt, som initierats av dagvattengruppen i Höje å Vattenråd, har ett samarbete med avdelningen för Teknisk vattenresurslära LTH/Lunds Universitet inletts för att genomföra en hydromorfologisk utredning av Höje å. Syftet med samarbetet är att komma med konkreta förslag som om de implementeras leder till mindre problem med översvämningar, förbättrad vattenkvalité och en mer "naturlig" å med högre biodiversitet och ökad attraktion för friluftsliv. Detta examensarbete, som är en delstudie i samarbetet, har fokus på en förbättrad vattenkvalité.

1.2 Syfte

Examensarbetets syfte är att undersöka vattenvårdsåtgärder som kan tillämpas för att reducera och ta tillvara på näringsämnen från dräneringsledningar från jordbruksmark. En fallstudie har gjorts på en delsträcka av Höje å. Tillsammans med litteratur- och fältstudier ges konkreta förslag till åtgärder för delsträckan.

Frågor för arbetet:

- Vilka möjliga åtgärder där näringsämnen kan tas tillvara finns det?
- Vad är den uppskattade reningseffekten och hur kan näring återföras?
- Vilken kvalitet har den återförda näringen?
- Hur kan åtgärderna tillämpas i praktiken?
- Då merparten av Höje å är reglerat av dikningsföretag, hur påverkar dessa genomförandet?

Målet är en minskad näringstillförsel till ån som i sin tur leder till minskad övergödning och förbättrad vattenkvalité samt en hållbar växtnäringshantering. Resultaten kan ingå som en del i det löpande arbetet avseende förbättringsåtgärder för vattnet i Höje å avrinningsområde och vid ett eventuellt genomförande bidra med kunskap för fortsatta studier och åtgärder.

1.3 Metod och arbetets disposition

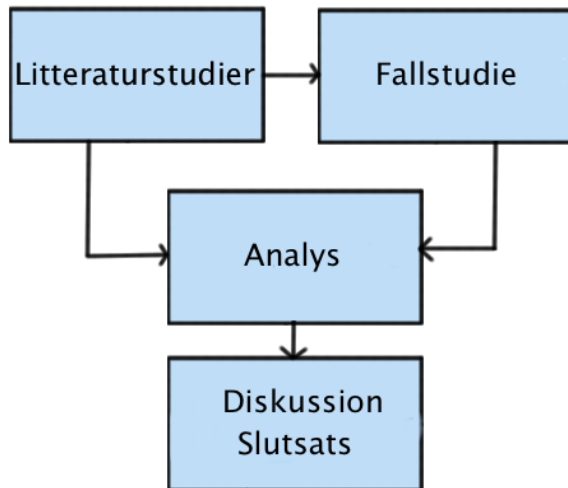
Större delen av arbetet består av litteraturstudier och analys för att skapa en bild av forskning och erfarenheter inom området. Inledningsvis har utformning och funktion av jordbrukets dräneringssystem studerats tillsammans med de hydrologiska, fysiska och ekologiska effekter som kan uppstå. Näringsläckage från jordbruksmark och dränering har även undersökts. Resultat av studierna presenteras i Kapitel 2 där material och rapporter från Jordbruksverket och Sveriges Lantbruksuniversitet har varit till stor nytta. Kapitlet ger även en inblick i lagar och regler rörande dikningsföretag samt hur vattenvårdsåtgärder kan komma i kläm med deras verksamhet. Sveriges vattenlagstiftning har här studerats.

En beskrivning av Höje å ges i Kapitel 3. Här presenteras kort åns avrinningsområde, dess vattenkvalité och vattenvårdsarbetet i *Höje å projektet*. Informationen är till stor del baserat på rapporter och recipientkontroller utförda av Ekologgruppen.

Studier av ett antal utvalda vattenvårdsåtgärder presenteras i Kapitel 4. Åtgärdernas utformning och funktion har undersökts tillsammans med det material innehållande näring som kan återföras. Informationen är baserad på vetenskapliga artiklar, tidigare studier samt rapporter från pilotprojekt. Relevanta böcker inom ämnesområdet har även använts. Deltagande vid seminarier gällande tvåstegsdiken, dikningsföretag och fosfordammar har även bidragit till information och ökad förståelse.

I arbetet har en fallstudie genomförts på en sträcka av Höje å. Resultat och beräkningar presenteras i Kapitel 5.

Rapporten avslutas med en samlad diskussion av arbetet som utförts tillsammans med resultat från fallstudien, Kapitel 6. En sammanställd slutsats ges i Kapitel 7. En överblick av metoden för arbetet kan ses i Figur 1.1.



Figur 1.1. Metodiken för arbetet.

1.3.1 Fallstudie

Under våren utfördes fältstudier på en delsträcka av Höje å med syfte att studera utmynnande dräneringsledningar för tillämpning av de åtgärder som undersökts i arbetet. Förutom att ge förslag på placering och dimensionering av åtgärder är även syftet att undersöka vilken effekt de har på näringstillförseln i ån samt uppskatta mängden näring som kan återcirkuleras.

Området som utgör underlaget i fallstudien ligger strax nedströms Genarps reningsverk, Figur 3.1. Norra sidan av Höje å har undersökts tillsammans med en del av Björnstorpsbäcken, som är ett biflöde till ån. Genom att gå längs vattendraget noterades och markerades de dräneringsledningar som mynnade ut i ån. Typ av rör, koordinater, dimension och placering antecknades för varje funnen ledning. Omgivningen längs sträckorna studerades. Diameter på rör tillsammans med dess placering i förhållande till marknivå och rådande vattennivå mättes med tumstock. GPS (Garmin Montana 650t) användes för att bestämma dräneringsledningarnas koordinater.

1.4 Avgränsningar

För de föreslagna vattenvårdsåtgärderna ligger fokus på deras förmåga att reducera kväve och fosfor från dräneringsvatten, vilket agerar som näringskälla. Det bör dock påpekas att förutom förbättrad vattenkvalité kan flertalet av åtgärderna även bidra med andra fördelar såsom ökad biodiversitet, rekreation och minskad risk för översvämning.

Fokus i arbetet ligger på åtgärder som renar dräneringsvattnet innan det når huvudfåran. Syftet är att belysa möjligheter och inte att ge en komplett lista av åtgärder. De åtgärder som tas upp har valts ut då det i litteratur framkommit att näring kan tas till vara och spridas på åkrarna, vilket undersökts närmare. Fokus ligger på fosfor som är en änd-

lig resurs. Produktionsvåtmark, fosfordamm och kalkfilter är de utvalda åtgärderna och representerar både naturliga och mer tekniska system.

Avvattningsområdet och markgränser agerar som en naturlig avgränsning för delsträckan i fallstudien. Placering, dimensionering och uppskattad näringsreduktion och recirkulerad näring kommer att ingå i förslagen. Kostnader och finansiering inklusive de bidrag som kan sökas för miljöförbättrande åtgärder i jordbrukslandskapet har inte behandlats i detta arbete. Tillsammans med de rättsliga sidorna utöver dikningsföretag utgör de viktiga aspekter som självfallet bör utredas vid genomförande av vattenvårdsåtgärder.

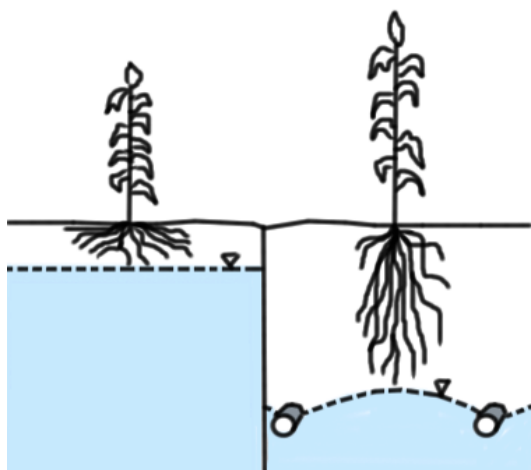
I studien har inga mätningar av flöden eller koncentrationer av kväve och fosfor i dräneringsvattnet genomförts. Anledningen är att det krävs provtagningar under en längre tidperiod än arbetets ramar för att få en rättvis bild av näringstransporten i dräneringsledningarna. Uppskattning av näringstransporten i dräneringsledningarna är baserade på genomsnittlig arealförlust specifikt för jordbruksmark i Höje å avrinningsområde. Värden för kväve och fosforförluster för avrinningsområdet är hämtade från Svensk Miljöemissionsdata (SMED 2007). Ingen ny empirisk data har tillförts i arbetet, men vetenskapliga resultat har sammanställts vilket ger information och överblick över nuvarande kunskapsläge.

2 Dränering av åkermark

En god dränering är en förutsättning för att hålla en effektiv och gynnsam odling. Dräneringens huvudsyfte är att leda bort överflödigt vatten från marken som kan ha negativa effekter på tillväxten av grödorna (Spaling & Smit 1994). Om växternas rötter står under vatten för länge kan de drabbas av syrebrist med en negativ påverkan av tillväxten (Lantbrukarnas riksförbund [LRF] 2014).

I Sverige är ofta nederbörden större än avdunstningen av vatten vilket är en orsak till varför många jordbruksmarker i landet behöver dräneras (Hagerberg et al. 2004). Markförhållanden påverkar också behovet av dränering. I Sverige behöver de flesta jordar artificiell dränering, det vill säga, deras genomsläpplighet är inte tillräcklig för att vara självdränerade (LRF 2014).

Genom att leda bort överskottsvatten och sänka grundvattennivån kan rötter växa sig djupare (Blann et al. 2009), Figur 2.1. Detta leder till ett ökat näringsupptag då rötterna kan ta till vara på näring i jordlager längre ner i marken, vilket kortare rötter inte kan. I och med ett förbättrat näringsupptag minskar näringsläckaget vilket är bra för att dämpa övergödningen. En god dränering gör även att näringsläckage via ytavrinning minskar då merparten av regnet infiltrerar genom markprofilen, vilket reducerar stående vatten och översvämningar (LRF 2014, Wesström 2002).



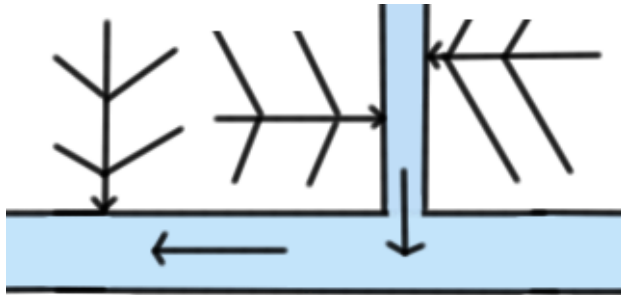
Figur 2.1. Rötternas tillväxt i odränerad respektive dränerad mark (modifierad efter Blann et al. 2009).

Vid dränering sker upptorkning av marken snabbare och jämnare, vilket medför att tidpunkten för sådd kan tidigareläggas så att odlingssäsongen blir längre (Spaling & Smit 1994). Risken för markpackning, som kan uppstå när tunga maskiner kör över åkrarna, minskar också. Markpackning innebär en reduktion av volymen hålrum i marken, de så kallade mikro- och makroporerna. Porerna består bland annat av maskhål, gamla rothål och andra håligheter i marken (Lundberg & Wellander 2010). Dessa porer är mycket viktiga för att grödorna skall växa ordentligt då det är här transporten och förekomsten av vatten, näring och syre sker (Lundberg & Wellander 2010). Störst risk för markpack-

ning uppstår när marken är blöt. Bindningarna mellan jordpartiklarna är då svagare vilket lättare leder till att marken inte kan stå emot trycket av maskinerna, varpå dränering är viktigt för att kunna bruka marken utan att förstöra dess struktur (Lundberg & Wellander 2010).

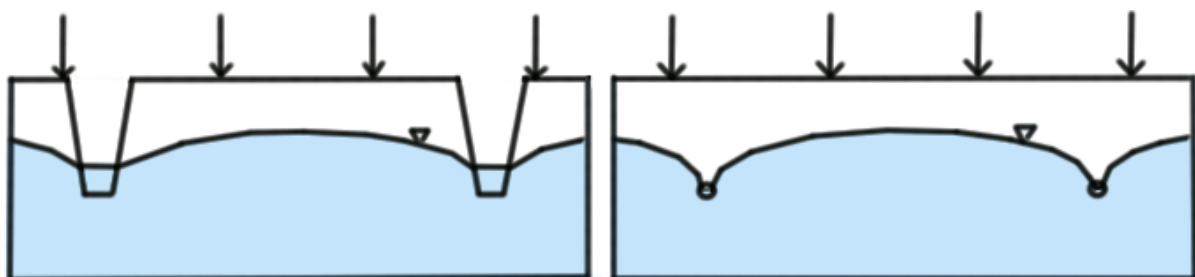
2.1 Dräneringssystem

I ett dräneringssystem kan det ingå både öppna diken, vattendrag och rörledningar. Systemet kan delas in i två delar, detaljdränering och huvudavvattning, Figur 2.2. Detaljdränering är dräneringen av det enskilda fältet medan huvudavvattningen är bortledandet av det dränerade vattnet (LRF 2014).



Figur 2.2. Skiss av ett dräneringssystem. Vattnet från detaljdräneringen leds vidare av huvudavvattningen som kan vara diken, rör eller vattendrag. Detaljdräneringen kan även mynna ut direkt till vattendraget.

Dränering av åkermark skedde ursprungligen med öppna diken, så kallade tegdiken, som grävdes med jämna mellanrum över marken (LRF 2014). Detta dräneringssystem ersattes senare på många ställen med täckdikning, vilket gav en mer sammanhängande mark att bruka samt minskat underhåll, Figur 2.3. Täckdikningen bestod i början av diken fyllda med ris och grenar som sedan täcktes med jord (Hagerberg et al. 2004). Teglrör började sedan användas i mitten av 1800-talet och på 1960-talet blev plaströr allt mer populärt. Täckdikning med plaströr är idag det vanligaste sättet att dränera jordbruksmark på i Sverige (Larsson et al. 2013).



Figur 2.3. Dränering med öppna diken och täckdikning. Nackdelen med öppna diken är att framkomligheten över fältet försvåras. (modifierad efter Ritzema 1994).

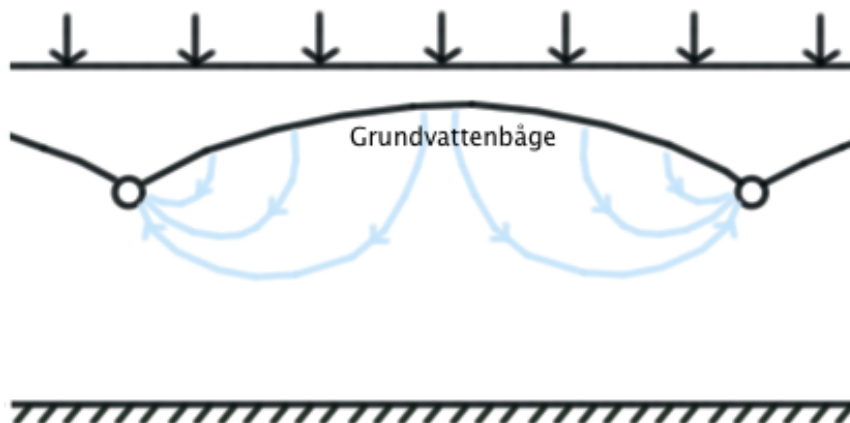
Syftet med huvudavvattningen är att hålla en tillfredsställande vattennivå i detaljdräneringen genom att leda dräneringsvattnet vidare (Larsson et al. 2013). Det är viktigt att huvudavvattningen är rätt dimensionerad så att tillräckligt med vatten transporteras bort så att vattennivån inte blir allt för hög. För hög vattennivå kan leda till att önskat dräneringsdjup inte uppnås på grund av att utloppet hamnar under vatten vilket gör att det dämms (Larsson et al. 2013, Peltomaa 2001). Risk finns också att utloppet täpps med vegetation och sediment, vilket påverkar dräneringens effektivitet. Naturliga vat-

tendrag är inte alltid tillräckligt effektiva för att leda bort dränerat vatten och har därför i flera fall breddats, rätats ut eller grävts djupare (Larsson et al. 2013).

2.1.1 Täckdikning

Täckdikningen består ofta av flera ledningar som i ett jämnt mönster läggs ut under marken. Ledningarna kopplas sedan ihop med en stamledning som leder vattnet vidare till huvudavvattningen. Utloppet av ledningarna till huvudavvattningen bör i regel mynna ut ovanför medelvattennivån (Jordbruksverket 1996) för att förhindra dämning som tidigare nämnts.

Dräneringsledningarna består av perforerade rör som tillåter det infiltrerade vattnet att rinna ner i ledningarna. Vattnet som samlas upp transporteras iväg, vilket tömmer marken på vatten. Detta resulterar i att vattennivån vid ledningen sänks, Figur 2.4. Mitt emellan dräneringsledningarna är vattennivån som högst och skillnaden i nivåerna skapar en hydraulisk gradient där vattnet rör sig från högre hydraulisk höjd till lägre. Då vattennivån är lägre vid ledningarna rinner vattnet mot dem. Den bågformade vattennivån som bildas mellan dräneringsledningarna kallas för grundvattenbåge och dess utseende beror bland annat på avståndet mellan dräneringsledningarna och deras djup men även på jordens vattengenomsläpplighet (Larsson et al. 2013).



Figur 2.4. Vattnets väg genom marken till dräneringsledningarna (modifierad efter Larsson et al. 2013).

För att uppnå en effektiv odling rekommenderas ett dräneringsdjup på runt 0,8-1,2 meter (Larsson et al. 2013). Grundvattenbågen bör därmed inte överstiga denna nivå under en allt för lång tid och dräneringsledningarna ska därför inte ligga för nära markytan. Hur långt ner i marken dräneringsledningarna kan placeras beror ofta på huvudavvattningens djup (Kvarnemo 1983). I skriften *Lägganvisningar för jordbruks och vägdränering* (Jordbruksverket 1996) bör grenledningarna ligga på ett djup av minst 0,9 meter och stamledningarna minst 5 centimeter djupare, med en lutning som helst inte understiger 2 ‰.

Avståndet mellan dräneringsledningarna påverkar också dräneringsdjupet. Med tätare avstånd, det vill säga fler ledningar, ökar dräneringskapaciteten (Larsson et al. 2013). Resultatet är en lägre grundvattenbåge. Ett större avstånd förlänger vattnets transportsträcka till dräneringsledningarna och därmed minskar dräneringskapaciteten, vilket ger en högre grundvattenbåge. Olika jordarter har olika förmåga att släppa igenom

vatten och kräver därför olika avstånd för att hålla en önskad vattennivå. Sandjordar har högre vattengenomsläpplighet än till exempel lerjordar och behöver inte ha lika tät med dräneringsledning (Larsson et al. 2013) då vattnet lättare kan transporteras i marken.

Dimensionen på rören beror på deras lutning, storleken på avrinningsområdet, nederbörd, jordens vattengenomsläpplighet och dräneringsdjupet. De dimensionerade flödena som används för täckdikesrör är 0,65 – 1 liter per sekund och hektar (Larsson et al. 2013). Vilket flöde som används beror på jordarten. Skall dräneringssystemet även ta hand om ytvatten blir det dimensionerade flödet större. Stamledningarna i Skåne är ofta dimensionerade för ett flöde på 1,5 l/(s·ha), vilket ungefär motsvarar medelhögvattenflödet i länet (Ekologgruppen 2005).

För att förenkla vattnets väg till dräneringsledningarna och för att skydda mot inslamning av partiklar används dräneringsfilter (Jordbruksverket 1996). Oftast används grus, men andra metoder är att använda sågspån eller filter av kokos eller fiberduk lindat runt rören (Jordbruksverket 1996). Vilket filter som används beror på jordarten vilket styr om huvudproblemet är dålig vattengenomsläpplighet eller igenslamning.

2.2 Dikningsföretag

Vid dränering av mark påverkas ofta omkringliggande fastigheter och inte bara ens egna. Flera fastighetsägare som går samman för att gemensamt avvattna mark bildar tillsammans ett markavvattningsföretag. Markavvattning är en vattenverksamhet vars definition och bestämmelser finns beskrivet i bland annat miljöbalkens¹ (MB) 11:e kapitel och i lagen med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet² (LSV).

Definitionen av markavvattning är enligt 11 kap 2 § MB en åtgärd för att avvattna mark, sänka eller tappa ur ett vattenområde eller för att skydda ett område mot vatten. För att det ska handla om markavvattning måste åtgärden öka en fastighets lämplighet för ett visst ändamål, vilket kan vara jordbruk, bebyggelse eller vägbyggen (Naturvårdsverket 2009). Den mark som förbättras och blir till nytta kallas för båtnadsområde. Vid dränering är det huvudavvattningen som är markavvattningen (Larsson et al. 2013).

Det finns flera olika sorters markavvattningsföretag vars namn syftar på vad som gjorts, till exempel dikning men även invallning, vattenavledning och torrläggning. Det kan vara svårt och krångligt att skilja dem åt varpå dikningsföretag kommer att användas som ett allmänt namn för dessa företag i arbetet. Stora delar av Höje å och dess biflöden är reglerade av dikningsföretag, Figur 2.5. Cirka 50 stycken finns i avrinningsområdet, varav 7 stycken i huvudfåran (Larsson 2012).

¹ Miljöbalk (1998:808).

² Lag (1998:812) med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet



Figur 2.5. Stora delar av Höje å är reglerat av dikningsföretag. © SMHI, Länsstyrelsen [I2014/00579]

Dikningsföretagen började bildas på 1800-talet och trots avsaknaden av strikta lagar och tillstånd för markavvattning vid den tidpunkten var det ändå fördelaktigt att ingå i en samfällighet (LRF 2014). Genom att bilda en samfällighet kunde samarbetet mellan flera fastigheter förenklas genom regler för bland annat uppdelning av kostnader, utformning samt rättskraftigt tillstånd (LRF 2014).

Väldigt få dikningsföretag har bildats efter införandet av miljöbalken, majoriteten har bildats under äldre lagstiftning då kraven för tillstånd inte var lika hårda som idag. Länge saknades krav på tillstånd, vilket inte infördes förrän i naturvårdslagen år 1986 (Naturvårdsverket 2009). Enligt tidigare lag, 1879 års dikningslag och 1918 års vattenlag, behövdes en förrättning endast äga rum om fastighetsägarna inte var överens om utformning av avvattningen eller uppdelning av underhåll och kostnader (Naturvårdsverket 2009). Kunde fastighetsägarna komma överens behövdes ingen förrättning. Ansökan gjordes hos länsstyrelsen som utsåg en förrättningsman som gav förslag på hur markavvattningen skulle dimensioneras och skötas. Godkändes detta vann förslaget rättslig kraft, det vill säga markavvattningen fick tillstånd. I tillståndet beskrevs utformningen av anläggningen, ritningar av dikessträckor, profiler och sektioner, deltagare i företaget och fördelning av kostnader (LRF 2014). De skyldigheter och tillstånd som bestämdes vid bildandet av företaget gäller än idag tills företaget omprövas eller upphävs (LRF 2014).

För att utföra ny markavvattning krävs det idag tillstånd enligt 11 kap 13 § MB. Undantag är täckdikning med dräneringsrör, det vill säga detaljdränering, som inte är större än 300 mm och rensningar av diken för att bibehålla vattnets djup och läge samt vattendragets form. Tillstånd och anmälan kan dock behövas om det finns risk för att allmänna eller enskilda intressen skadas. I stora delar av Sverige, framför allt i söder, är markavvattning förbjuden (Jordbruksverket 2014a). Förbudet kom till för att bevara de existe-

rande våtmarkerna som finns i landskapet (Jordburksverket 2014a). Dispens från förbudet går dock att söka hos Länsstyrelsen.

Prövning av ny markavvattning görs av Länsstyrelsen och i vissa fall i Mark och Miljödomstolen (LRF 2014). Är markavvattningen av nytta för flera fastigheter bildas en samfällighet. Enligt 3 kap 2 och 3 § LSV är alla i samfälligheten ansvariga för utförande och drift av vattenanläggningen där kostnaderna delas upp främst efter de olika deltagarnas nytta av verksamheten. Ansökan för tillstånd för markavvattningen bör bland annat innehålla en beskrivning av verksamheten, berörda fastigheter, teknisk beskrivning av verksamhetens omfattning, profilritningar av planerade diken och miljökonsekvensbeskrivning med mera (Naturvårdsverket 2009). Tillstånd som vunnit laga kraft gäller så länge samfälligheten inte omprövas eller anses övergivet (Hagerberg et al. 2004), vilket som sagt även gäller äldre tillstånd.

Lagstiftningen gällande vattenverksamheter kan i framtiden komma att ändras. År 2012 startades en statlig utredning, Vattenverksamhetsutredningen, gällande regelverket för vattenverksamheter. Med anledning av att många verksamheter uppkommit efter äldre lag och inte är anpassade till dagens miljökrav beslutade regeringen att lagar och regler behövde ses över (Regeringen 2014). Slutbetänkandet lämnades in i juni 2014 med förslag till förändringar i lagstiftningen. Några av förslagen är att ta bort lagligförklarandet av äldre tillstånd, införa anmälningskrav vid rensningar samt att verksamheterna ska delas in i så kallade A och C-verksamheter, vilket görs av miljöfarliga verksamheter (SOU 2014:35).

2.2.1 Omprövning och vattenvård

Flod och biotoprestaurering och andra åtgärder för att förbättra djur och naturlivet kan ibland komma i kläm med dikningsföretagens verksamhet. Om anläggningen ändras från det som bestämts i tillståndet kan det behöva omprövas eller ändras via överenskommelser. Vad som står skrivet och bestämt i tillståndet är olika, men exempel kan vara sätta dikesprofiler eller vattendjup i förhållande till marknivå (Larsson et al. 2013). Omprövningen av tillståndet sker i miljödomstolen (Naturvårdsverket 2007) och processen kan vara både utdragen och dyr.

Som exempel kan anläggandet av en våtmark förändra vattennivån vilket kan påverka dräneringens funktion, vilket kräver omprövning eller överenskommelse då företags tillstånd och kostnadsfördelning ändras (LRF 2014). Återmeandering, anläggning av dammar och tvåstegsdiken är exempel på andra åtgärder som kan komma att förändra dikets tillåtna profil. Ändring av detaljdräneringen eller båtnadsområdet påverkar inte dikningsföretagets tillstånd vilket endast gäller själva vattenavledningen.

Omprövningen kan endast sökas av de som ingår i dikningsföretaget (Hagerberg et al. 2004). Dock kan länsstyrelsen, naturvårdsverket eller Kammarkollegiet och till viss del kommuner och vattenförbund också begära omprövning av företaget för att tillgodose allmänna intressen och miljövård (LRF 2014, Naturvårdsverket 2009). Enligt 24 kap 5 § MB får dock förändringarna inte leda till att verksamheten försvåras eller inte längre kan utövas. Vattenvårdsåtgärderna kan i sig också vara en vattenverksamhet vilket kräver tillstånd eller en anmälan enligt miljöbalken om det inte är uppenbart att enskilda eller allmänna intressen inte skadas (LRF 2014).

2.3 Läckage av näringsämnen

Genom omrörning och bearbetning av åkerjorden tillsammans med användning av gödsel tillförs och frigges näringsämnen i jorden (Hagerberg et al. 2004). Det grödorna inte tar upp kan sedan fortsätta ut till vattendraget via dräneringsledningar men också via ytavrinning och grundvatten. Störst näringsförlust sker för det mesta under vintern och tidigt på våren, då nederbörden är stor och växternas näringsupptag låg (Wesström 2002).

Omfattningen av kväve och fosforförluster beror bland annat på jordarten och dess egenskaper, odling och jordbearbetningsmetoder, gödselanvändning, marklutning, dränering, djurhållning och klimat. Faktorerna är många och halter kan därmed variera kraftigt beroende på vart i landet man befinner sig samt inriktningen på jordbruket. För att kunna relatera till de koncentrationer som kan förekomma i dräneringsvatten kan en jämförelse göras med utgående avloppsvatten från reningsverk. Källby reningsverk i Lund hade år 2013 i sina utsläpp årsmedelvärden på 9 mg N-tot och 0,3 mg P-tot per liter (VA Syd 2013). Reningsverk har krav på sina näringsutsläpp vilket dränering av jordbruksmark saknar. Jordbrukets utsläpp är nämligen diffusa och kan inte entydigt kopplas till enskilda fält³.

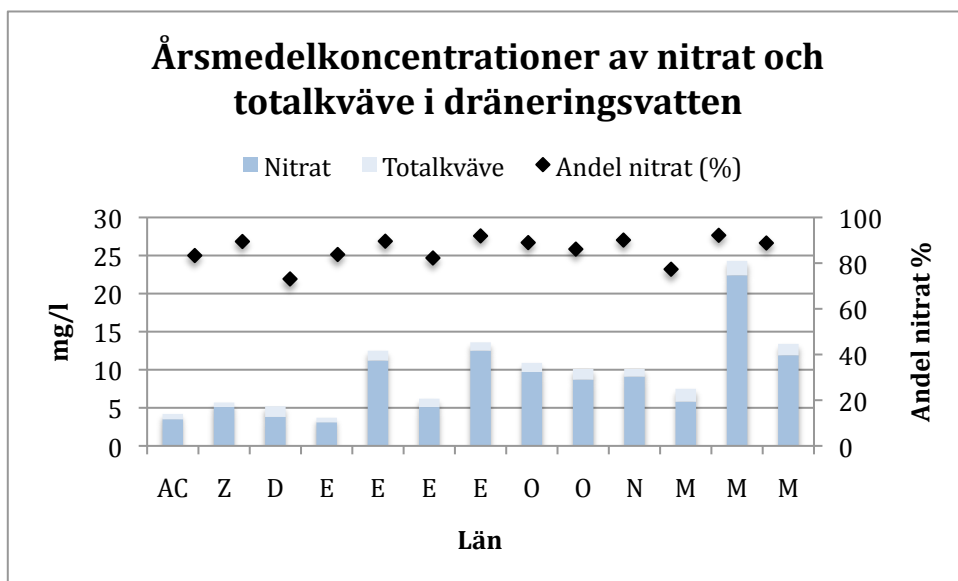
2.3.2 Kväve

Kväveförluster från jordbruksmark sker till 85 % i form av nitrat, det resterande är i övervägande del organiskt bundet (Hansson 1991). Nitratjoner är negativt laddade och binds därmed inte till de ofta negativa markpartiklarna (Fetter 2014, s. 449). I och med att nitrat inte adsorberas så lätt av marken rör det sig i markvattnet ner i markprofilen (Hansson 1991). Markvattnet rinner sedan vidare till dräneringsledningarna, som är den huvudsakliga transporten av nitrat från jordbruksmark (Blann et al. 2009). Nitrat tillsammans med ammonium är den form av kväve som främst tas upp utav växterna (Kjellquist 1993).

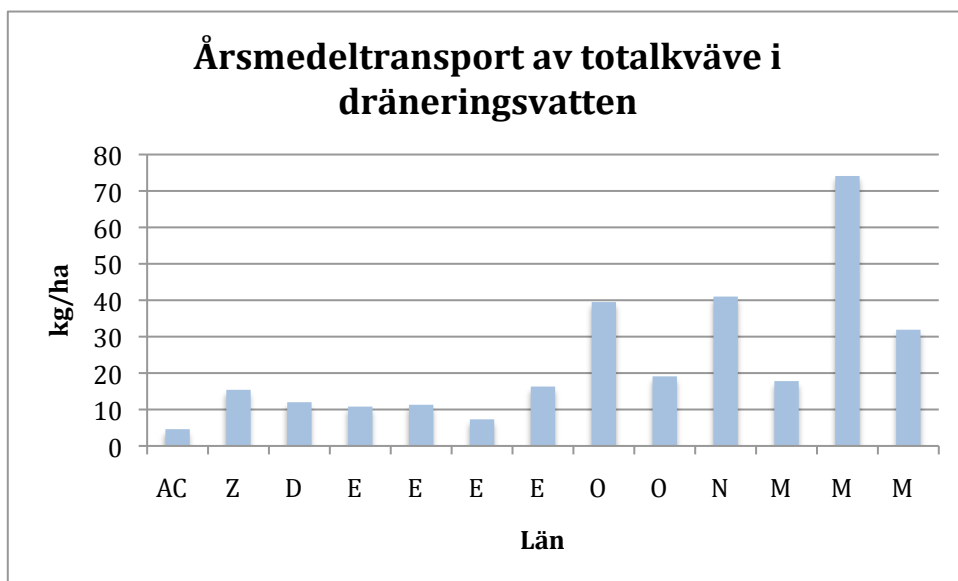
I programmet *Observationsfält på åkermark*, som utförs av SLU, mäts manuellt ungefär varannan vecka kväve och fosforkoncentrationer i dräneringsvatten från 13 jordbruksfält spridda i Sverige. Vattnet i dräneringen kan innehålla både ytvatten och grundvatten utöver det som infiltrerat genom markprofilen. Medelkoncentration av kväve för åren 1977-2006 (med några undantag) för de 13 fälten varierade mellan cirka 2-24 mg/l (Johansson & Gustafsson 2006). Nitrathalten stod för en stor del av den totala kvävehalten, Figur 2.6. I Uléns (2012) rapport om observationsfälten noterades att störst kväveförlust skedde på sandjordar, medan lägre förluster skedde på fälten som bestod av lerjordar. Sandjordar har en högre vattengenomsläpplighet än lerjordar varpå nitraten kan transporteras djupare ned utom räckhåll för växterna och därmed utlakas (Hansson 1991). I Figur 2.7 kan medeltransporten av totalkväve ses för de 13 fälten. Transporten varierar mellan 4,5 - 74 kg/ha med ett medelvärde runt 23 kg/ha.

På ett av programmets observationsfält sker en separat mätning av ytvatten. Under perioden 1988-2004 låg medelhalten av kväve på 2 mg/l med en nitrathalt på 0,5 mg/l (Johansson & Gustafsson 2006). Till skillnad från dräneringsvatten står nitrat för en mycket mindre del av den totala kvävehalten, vilket brukar vara fallet i ytvatten (Johansson & Gustafsson 2006).

³ Tilla Larsson, Jordbruksverket Vattenenheten, möte 2015-03-05



Figur 2.6. Kvävekoncentrationer (ljusblå stapel) samt andelen nitrat (mörkblå stapel och svarta punkter) i dräneringsvatten från 13 åkermarker i Sverige uppmätt mellan åren 1977-2006 (med några undantag). Nitrat upptar en stor del av den totala koncentrationen (Johansson & Gustafsson 2006).



Figur 2.7. Totala kvävetransporter i dräneringsvatten från 13 åkermarker i Sverige uppmätt mellan åren 1977-2006 (med några undantag) (Johansson & Gustafsson 2006). I medel är transporten cirka 23 kg/ha.

2.3.3 Fosfor

Fosfor kan transporteras både i lös och i partikelbunden form från jordbruksmark, både via ytavrinning och genom markprofilen där det senare kan nå dräneringsledningarna. Förlusterna har i flera studier visats sig vara större via ytvattenavrinning än via markvattnet (Blann et al. 2009, Börjesson 1999, Jordbruksverket 2012), men detta har på senare tid ifrågasatts. Enligt Ulén (2005) är det svårt att avgöra hur stor andel av fosfortransporten som härstammar från ytvatten respektive markvattnet. Fördelningen varierar också mycket i litteraturen. I Norge uppskattas cirka 12-60 % av de totala fosforförlusterna ske via dräneringsledningarna (Bergström et al. 2007). Enligt Bergström et al.

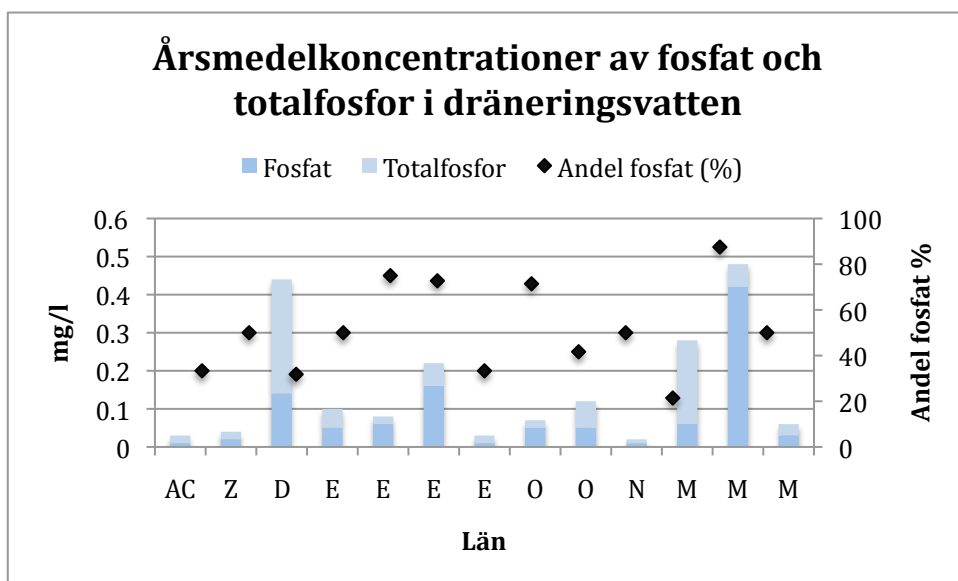
(2008) kan dräneringsledningarnas bidrag i Sverige variera mellan 10-100 % från enskilda åkermarker. Dräneringsförlusterna kan alltså ha en mycket stor betydelse på vissa platser. I södra Sverige kan förlusterna antas vara högre än i norr på grund av högre infiltration då marken ofta inte är frusen (Bergström et al. 2007). Vilken transport som dominerar varierar helt enkelt lokalt och bör undersökas på plats.

Fosfor har en låg löslighet och binder starkt till markpartiklar innehållande aluminium, järn eller kalcium (Ulén 2005, Johansson et al. 1999). Vid låga pH-värden bildar fosfor svårösliga föreningar med järn och aluminium medan svårösliga föreningar med kalcium bildas vid höga pH-värden (Ulén 2005). I och med fosfors starka bindningsförmåga kan det fångas upp i marken innan det når dräneringsledningarna. Endast en mycket liten del av fosfor, 0,01-0,1 %, är löst i markvätskan som fosfater vilket är direkt tillgänglig för upptag av växter (Johansson 1997).

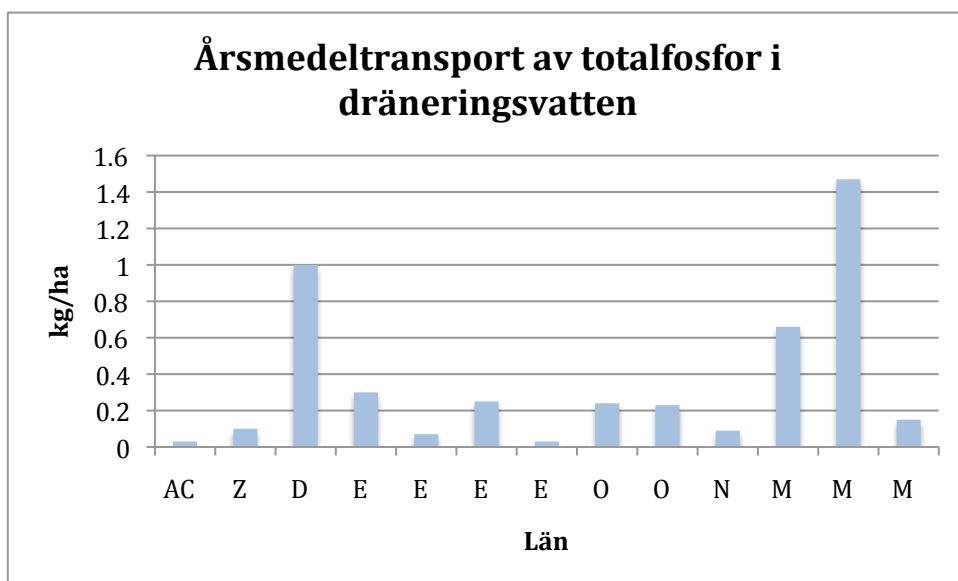
Förluster av fosfor sker främst vid högflöden. Marken utsätts då för erosion vilket gör att partikelbunden fosfor, som kan utgöra upp till 70 % av den totala fosfortransporten från åkermarken (Vought et al. 1994), transporteras iväg med främst ytvatten (Hagerberg et al. 2004, Vought et al. 1994). Löst fosfor som frigjorts från marken transporteras också med ytvattnet. Koncentrationen beror på innehållet i det översta jordlagret och dess kontakt med det rinnande vattnet (Ulén 2005, Jordbruksverket 2012). En god dränering kan minska fosforförlusterna då infiltrationen i marken förbättras och överflödigt vatten transporteras iväg vilket minskar ytavrinningen.

Betydande förluster av fosfor kan även ske via dräneringsledningar. Återigen är det vid höga flöden i samband med stora regn eller snösmältning som de största förlusterna sker (Blann et al. 2009, Djodjic 2001). Vid högt flöde kan vattnet snabbt transporteras ner i marken via makroporer. När vattnet rinner genom makroporerna kan partikelbunden fosfor frigöras genom inre erosion. Partiklar och kolloider kan även slammas upp vilket frigör fosfater som kan transporteras vidare (Ulén 2005). Den snabba transporten gör att fosfor inte hinner binda till marken och därmed följer med markvattnet ner till dräneringsledningarna och sedan ut i vattendraget. Generellt är fosforläckaget större från lerjordar än från sandjordar, vilket kan förklaras av högre andel makroporer i lerjorden speciellt då den är torr (Hagerberg et al. 2004, Blann et al. 2009). Som nämnts innan gör den snabba transporten via makroporer att fosfor missar flera bindningstillfällen, medan fler kontaktytor i sandjorden gör att fosfor kan fångas upp (Djodjic 2001). Upptaget i sandjorden beror dock på dess adsorptionsförmåga. En låg adsorptionsförmåga i samband med intensiv gödsling kan leda till höga fosforförluster hos sandjordar och även mojordar (Ulén 2005). En annan anledning att fosforläckaget generellt är större från lerjordar är att lerjordar binder fosfor bättre än sandjordar och därmed har ett högre innehåll. Andra vägar för fosfor att nå dräneringsledningarna förutom via markprofilen är med ytvattnet via återfyllningen eller brunnar (Ulén 2002).

Koncentrationen av fosfor i dräneringsvatten varierar vilket kan ses i Figur 2.8. Mätningarna är från samma åkermarker som nämnts tidigare i programmet *Observationsfält på åkermark*. Medelhalten av totalfosfor ligger mellan 0,03 – 0,48 mg/l, med stora förluster från enskilda fält. Andelen fosfat av den totala fosforkoncentrationen varierar också men ligger på cirka 50 %, med koncentrationer mellan 0,01-0,42 mg/l (Johansson & Gustafsson 2006). Totala fosfortransporten för de 13 fälten varierar mellan 0,03-1,5 kg/ha med ett medelvärde runt 0,36 kg/ha, Figur 2.9.



Figur 2.8. Fosforkoncentrationer (ljusblå stapel) samt andelen fosfat (mörkblå stapel och svarta punkter) i dräneringsvatten från 13 åkermarker i Sverige uppmätt mellan åren 1977-2006 (med några undantag). Andelen fosfat varierar från olika fält men har i genomsnitt legat på cirka 50 % (Johansson & Gustafsson 2006).



Figur 2.9. Totala fosfortransporter i dräneringsvatten från 13 åkermarker i Sverige uppmätt mellan åren 1977-2006 (med några undantag) (Johansson & Gustafsson 2006). I medel är transporten cirka 0,36 kg/ha.

Mätningar för enbart ytvatten från fyra åkermarker i Sverige har visat en fosfatandel på cirka 30 % med totalmedelkoncentrationer omkring 0,27 - 0,74 mg/l (Ulén 2005). Löst fosfor tenderar alltså att vara högre i dräneringsvatten än i ytvatten, vilket har en större andel i partikulär form. Totala koncentrationen av fosfor är dock högre i ytvattnet av resultaten att döma.

2.3.4 Övergödning

Näringsämnen är mycket viktiga och väsentliga för levande organismer då de bland annat behövs för uppbyggandet av proteiner och enzymer (Allan & Castillo 2007). Men ett överskott kan leda till en rad olika negativa effekter för vattenmiljön i form av förändring av vattenkvalité, näringskedjor, ekosystem och biologisk mångfald. Kväve och fosfor är de näringsämnen som främst styr primärproduktionen (Allan & Castillo 2007) och bidrar till övergödningen (Hagerberg et al. 2004). De är normalt sett begränsade i akvatiska system då efterfrågan överstiger tillgången (Allan & Castillo 2007). Med mänsklig påverkan och tillförsel har dock tillgången ökat vilket resulterat i eutrofiering och övergödning av våra vattendrag, sjöar och kuster. Extra tillförsel av näringsämnen i vattendrag får vanligen inte lika stora negativa effekter som i sjöar (Hagerberg et al. 2004). Detta beror på att sjöar är mer slutna än vattendrag där näringsämnen kan transporteras vidare. Höga halter av näringsämnen i vattendraget ger därför förutom en påverkan av sin egen miljö även en påverkan av vattenkvalitén i recipienten som vattendraget till slut mynnar ut i.

Med ökad tillgång på näringsämnen ökar produktionen av växtplankton och alger. När det organiska materialet till slut sedimenterar till botten och bryts ner förbrukas syre. En ökad mängd material för nedbrytning resulterar i en ökad syreförbrukning som i värsta fall kan leda till anaeroba botten. Detta kan i sin tur resultera i utarmning av både bottenfauna och fiskar där endast de arter som kan tolerera lägre syrehalt finns kvar (Hagerberg et al. 2004).

En ökad mängd biomassa kan även försämra ljusförhållandena i vattnet så att ljuset inte tränger lika långt ner. Mindre tillgång till ljus kan påverka florans och i sin tur faunan på botten. Ökad näringstillförsel gynnar även cyanobakterier där vissa arter kan producera toxiner. Vid upptag av vatten kan människor och djur få i sig toxinerna vilket kan leda till förgiftning och till och med dödsfall (Giller & Malmqvist 1998).

2.4 Hydrologiska effekter

Vid installation av dräneringsledningar samlas mycket av det infiltrerade vattnet upp i ledningarna innan det når grundvattnet. Detta leder till att grundvattennivån sänks och att grundvattnets flöde till vattendraget minskar (Hagerberg et al. 2004). Grundvattnets flöde är ofta viktigt för att bibehålla en vattenföring i vattendraget under torrare perioder när nederbörden är liten (Hagerberg et al. 2004). När mer vatten transporteras via ledningarna finns det då risk för uttorkning av vattendraget eftersom flödet varierar mer till skillnad från grundvattnets flöde som är mer utdraget (Hagerberg et al. 2004).

Vad gäller dräneringens effekt på toppflöden beror det bland annat på jordarten i marken. Enligt Robinsson (1990) har dräneringens påverkan på hydrologin varit en långvarig debatt där åsikterna generellt har kunnat delas in i två grupper; (1) höglödena ökar på grund av att vattnet transporteras snabbare och (2) höglödena minskar på grund av sänkt grundvattennivån vilket ökar markens kapacitet att hålla mer vatten. I Robinssons (1990) rapport utfördes och studerades ett antal experiment mellan dränerad och odränerad mark både i fält och genom datamodelleringar. Resultaten från båda visade att dränering från genomsläppliga jordar generellt ökade höglödena på grund av snabbare transport då merparten av flödet sker genom marken, medan dränering av lerjordar generellt minskade höglödena genom att minska vattenmättnaden och därmed ytavrinningen, som är den främsta transporten (Robinsson 1990).

Hydrologiska effekter av dränering hänger också ihop med de förändringar i landskapet som har skett och inte bara dräneringen i sig. Konvertering av mark till jordbruk har minskat den naturliga upptagningen och reduceringen av vatten, i och med minskad vegetation i form av träd och buskar. Uträtningar och utdikningar av vattendrag och reduktionen av våtmarker och andra blöta marker har minskat uppehållstiden för vattnet i systemet (Hagerberg et al. 2004), vilket gett en snabbare transport.

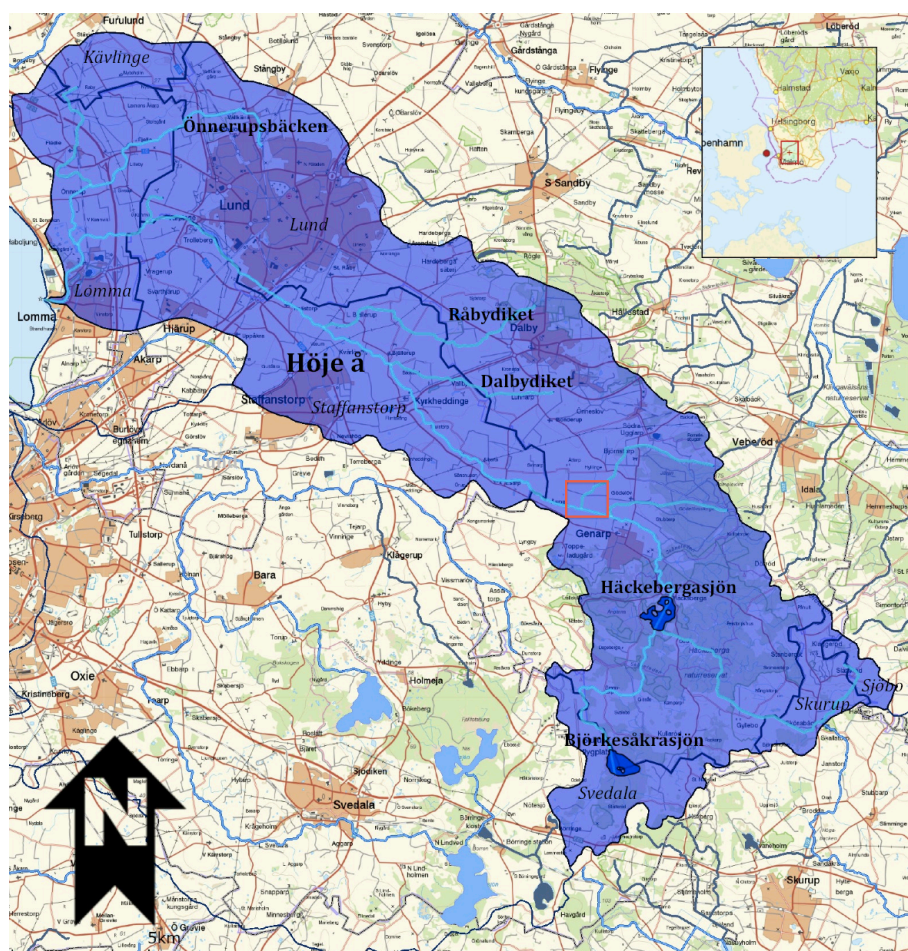
2.5 Fysiska och ekologiska effekter

Dränering och utdikning av landskapet har lett till både hydrologiska och morfologiska förändringar vilket i sin tur påverkat ekologin. Genom dränering har vattenmiljöer som våtmarker, översvänningsområden och sjöar torrlagts eller sänkts för att få mer mark att odla på. I Skåne har antalet våtmarker sedan 1800-talet minskat med cirka 90 % (Hagerberg et al. 2004). Den naturliga reningen med reduktion av näringsämnen och sediment har tillsammans med dessa vattenmiljöer minskat. Flera arter har också förlorat sina viktiga habitat, speciellt groddjur och vissa fågelarter (Eknert 2004).

Uträtningar, fördjupningar, utjämning av botten och kulvertering av vattendrag har medfört en lägre variation av miljöer som annars finns naturligt till förmån av snabb transport av dränerat vatten. Denna homogena miljö utan vertikal eller horisontell variation ger ofta en mycket fattig fauna och flora (Hagerberg et al. 2004). Den koncentrerade vattenföringen kan även orsaka erosion av både kanter och botten av vattendraget, vilket ger en ökad sedimenttransport och mer instabil fåra. Den snabba transporten förhindrar även sedimentation av partiklar och näringsämnen vilket till följd gett vattendragen en förlorad självrening.

3 Studieområde - Höje å

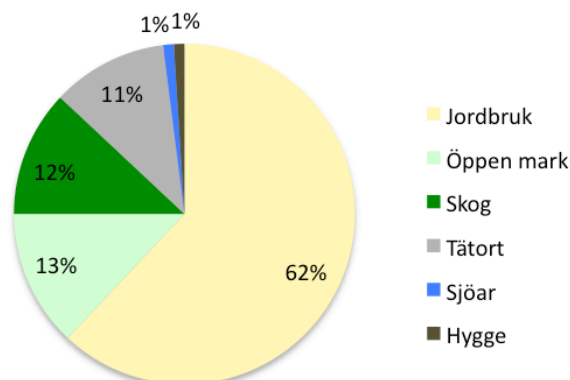
Höje å är beläget i sydvästra delen av Skåne och dess huvudfåra är cirka 35 km lång (Höje å vattenråd u.å). Ån rinner från sydost, söder om Genarp, och fortsätter sedan vidare i nordvästlig riktning genom Staffanstorp, Lund och Lomma kommun. Ån mynnar till slut ut i Öresund via Lommabukten, Figur 3.1. Landskapet uppströms Genarp är kuperat och består främst av skog, medan jordbruk dominerar nedströms (Ekologgruppen 1990). Avrinningsområdet har två större sjöar, Björkesåkrasjön och Häckebergasjön som ån rinner igenom. De största biflödena till ån är Dalbydicket, Råbydicket och Önnerupsbäcken. Fallstudien som utförts på en delsträcka av Höje å samt ett biflöde till ån, Björnstorpsbäcken, är markerat med en röd rektangel i Figur 3.1.



Figur 3.1. Höje å avrinningsområde och biflöden. Den röda rektangeln markerar området för fallstudien. (VattenInformationsSystem Sverige [VISS] 2015) Bakgrundskarta © Lantmäteriet [I2014/00579]

Avrinningsområdet som försör ån med vatten är cirka 316 km² och inkluderar förutom tidigare nämnda kommuner även Kävlinge, Sjöbo, Svedala och Skurups kommun (Höje å vattenråd u.å). Stora delar av avrinningsområdet består av jordbruk vilket tar upp cirka 62 % av markanvändningen, Figur 3.2. Skog påträffas framförallt norr om Dalby och områdena kring Häckebergasjön och Björkesåkrasjön och tar upp 12 % av avrinningsområdet. Övrig markanvändning består av öppen mark, tätort, sjöar och hygge som tar upp 13 %, 11 %, 1 % respektive 1 % av arealen.

Markanvändning



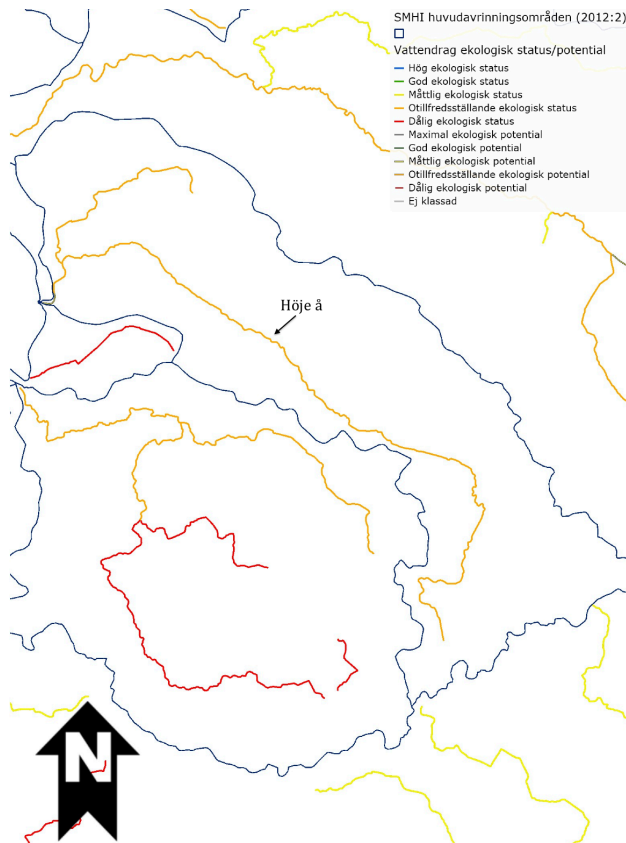
Figur 3.2. Fördelning av markanvändningen i Höje å avrinningsområde (Länsstyrelsen Skåne 2010).

Höje å och dess landskap har de senaste 200 åren utsatts för stora förändringar i och med rationaliseringen av jordbruket. Utdikningar för att vinna ny åkermark samt uträtningar och kulvertering av vattendrag för att leda bort vatten och ge plats för mer mark att bruka har resulterat i att cirka 90 % av arean våtmark i avrinningsområde har försvunnit och att åns öppna längd minskat med 50 % sedan början av 1800-talet (Höje å vattenråd u.å). Påföljden har blivit en fattigare fauna och flora på grund av reduktion av natur och vattenmiljöer. Förmågan för vattendraget att rena sig själv har även minskat vilket lett till ökad transport av näringsämnen, som påverkar både vattendraget i sig och recipienten, Öresund.

3.1 Vattenkvalité

Den ekologiska statusen i Höje å är till stor del påverkad av övergödning vilket resulterat i att statusen inte uppnår god (Höje å Vattenråd u.å), Figur 3.3. Förändringar av vattendraget i form av uträtning och utdikning har minskat dess självrenande förmåga vilket tillsammans med tillförsel av näringsämnen bidrar till de höga halterna. Övergödningen av Höje å har inte bara en inverkan på ån i sig utan påverkar även vattenkvaliteten i Lommabukten som ån mynnar ut i. Den ekologiska statusen för bukten år 2013 var klassad som måttlig med otillfredsställande status för näringsämnen fosfor och kväve (VISS 2013). Kävlinge å och Sege å mynnar också ut i Lommabukten och bidrar även de till övergödningen.

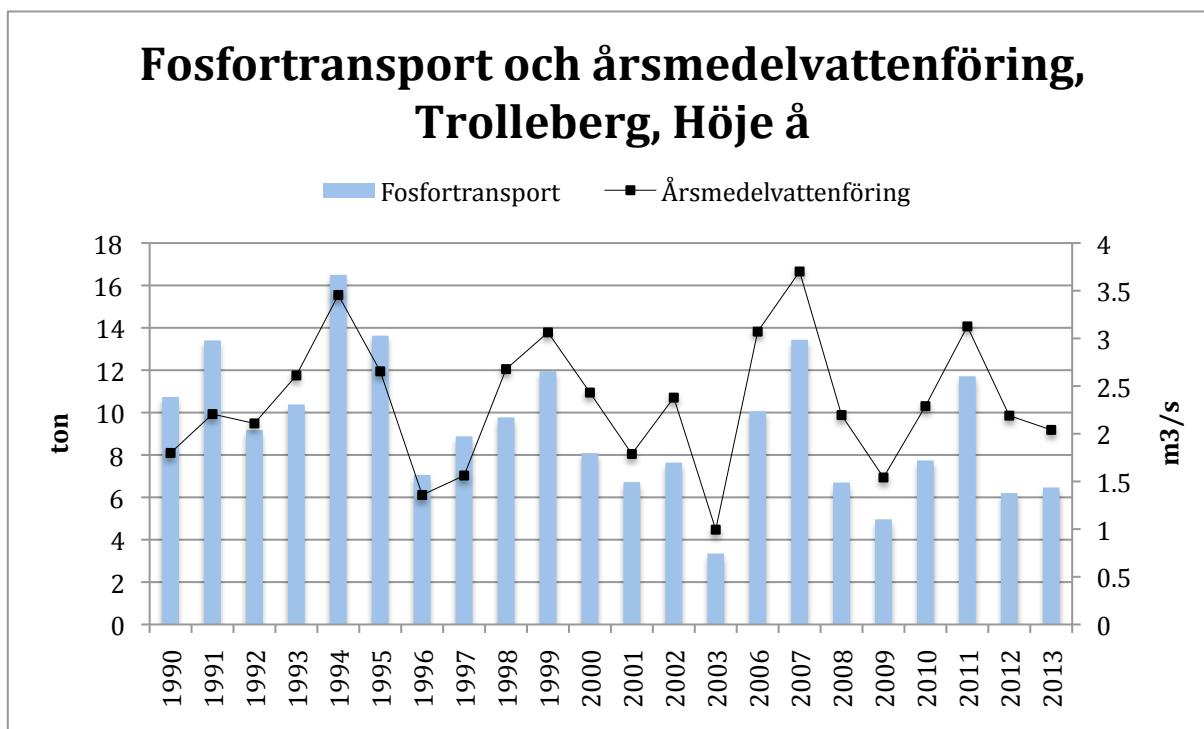
Sedan år 1969 har vattenkontroller utförts i Höje å avrinningsområde, så kallad recipientkontroller, för att bedöma biologin samt den ekologiska och kemiska statusen (Höje å vattenråd u.å). Undersökning av olika parametrar såsom totalfosfor, totalkväve, pH, syrehalt och grumlighet utförs flera gånger per år på utvalda punkter i huvudfåran och dess biflöden. Från recipientkontrollen från 2013 (Ekologgruppen 2013) visade provtagningar att halten näringsämnen i merparten av Höje å var så höga att lägsta status erhöles. Högst halter av både fosfor och kväve uppmättes i Råbydiket, ett av biflödena till ån. Arealförlusterna, exklusive reningsverkens bidrag, beräknades till 0,12 kg/ha för fosfor och 12 kg/ha för kväve (Ekologgruppen 2013), vilket motsvarar måttligt höga respektive höga förluster (Naturvårdsverket 1999). Högst arealförluster hade även här Råbydiket.



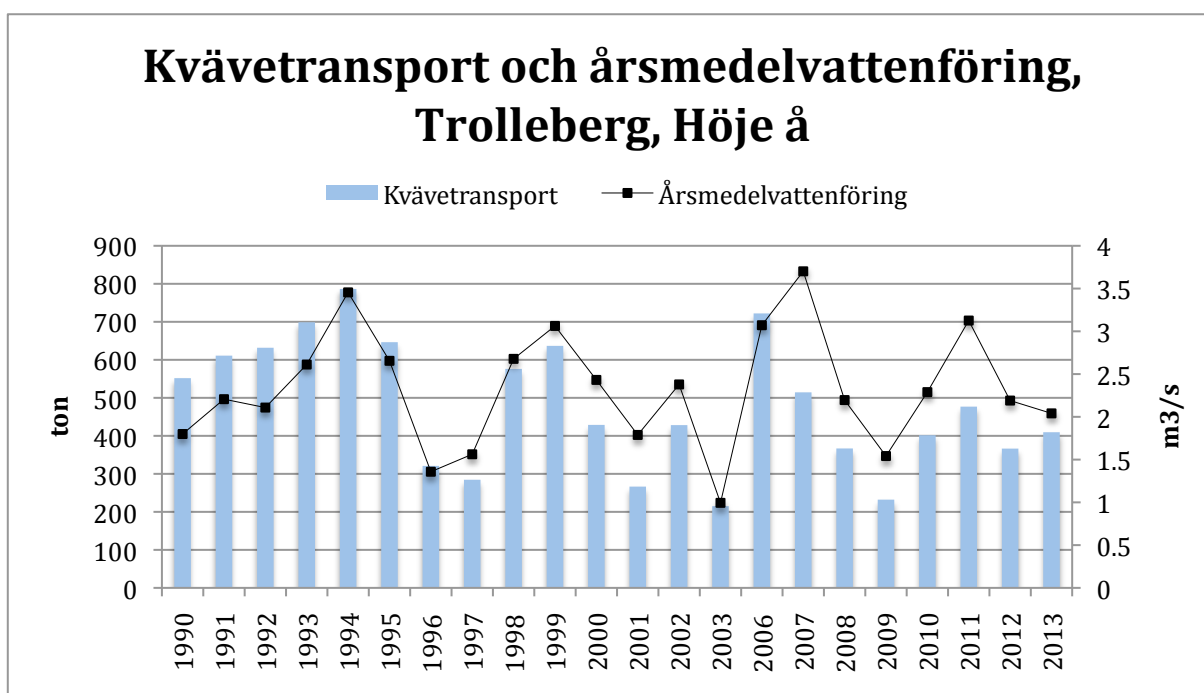
Figur 3.3. Preliminär ekologisk status för Höje å för år 2015 är otillfredsställande (VISS 2015). Bakgrundskarta © Lantmäteriet [I2014/00579]

Medeltransporten av kväve och fosfor som Höje å belastar Öresund med är cirka 640 respektive 10 ton (Ekologgruppen 2013). Transporten av kväve och fosfor visar ett tydligt samband med vattenföringen i ån vilket kan ses i Figur 3.4 och Figur 3.5. Hög vattenföring tenderar att ge hög transport och vice versa. Dock kan ingen generell nedåtgående trend ses. Årstransporterna i figuren har beräknats genom att multiplicera koncentrationen för kväve respektive fosfor med medelvattenföringen för varje månad som sedan summerats ihop. Mätvärdena är hämtade från SMHIs vattenwebb (SMHI 2015) och data från samordnad recipientkontroll, SRK (SLU 2015). Mätningarna är från Trolleberg mätstation, som ligger i Höje å huvudfåra nedanför Källby reningsverk i Lund. Vattenprover tas varje vecka som fryses ned för att sedan blandas till flödesproportionella månadsprov vid årets slut (Ekologgruppen 2013).

I rapporten *Transporter av fosfor och kväve från skånska vattendrag* har 28 skånska vattendrag som mynnar ut i havet undersökts gällande koncentration och transport av kväve och fosfor (Länsstyrelsen Skåne 2010). Av de 28 vattendragen hamnar Höje å på 5e respektive 6e plats gällande medeltransporten av totalfosfor och totalkväve för tidsperioden 1995-2008 (Länsstyrelsen Skåne 2010). Ån bidrar till stor del av belastningen av näringsämnen till havet. Störst transport hade de vattendrag med störst avrinningsområden, Helge å, Rönne å och Kävlinge å (Länsstyrelsen Skåne 2010).

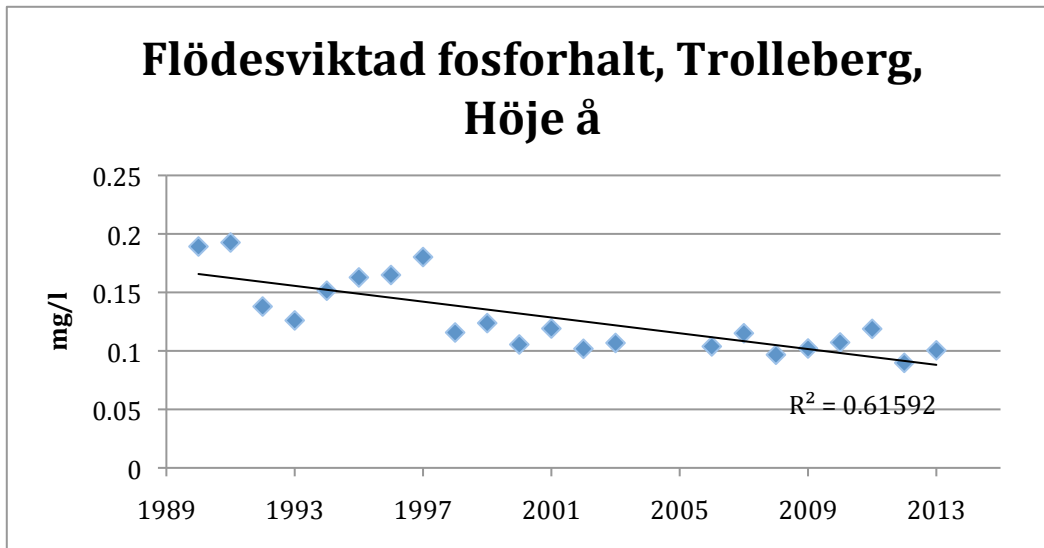


Figur 3.4. Transporten av fosfor i Höje å visar ett tydligt samband med årsmedelvattenföringen. Mätvärden är från 1990-2013 vid Trolleberg mätstation. År 2004 och 2005 har uteslutits då flera mätvärden saknades för dessa år.

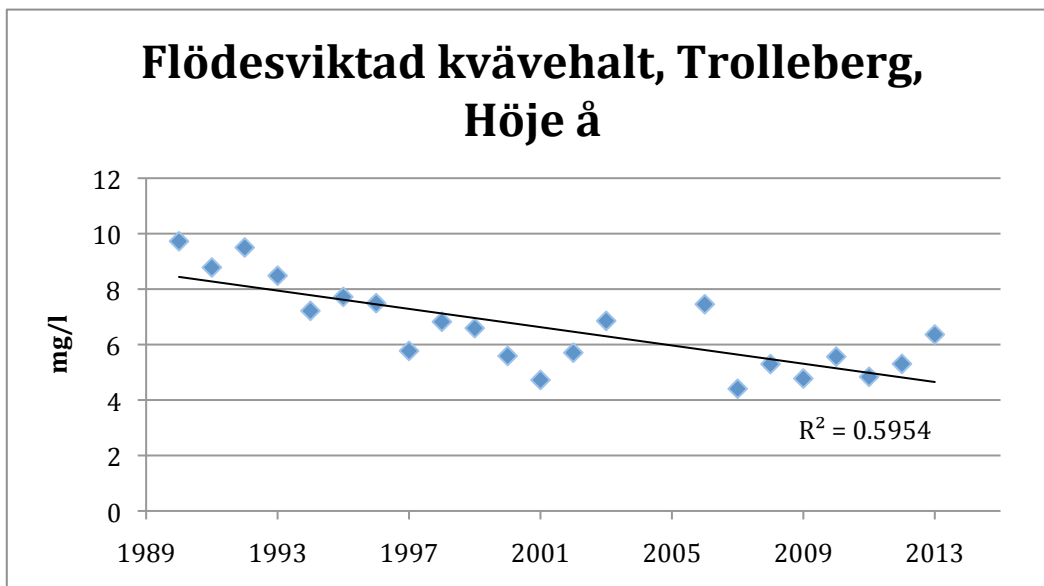


Figur 3.5. Transporten av kväve i Höje å visar ett tydligt samband med årsmedelvattenföringen. Mätvärden är från 1990-2013 vid Trolleberg mätstation. År 2004 och 2005 har uteslutits då flera mätvärden saknades för dessa år.

Trots höga halter av fosfor och kväve i Höje å är långtidstrenden för halterna av båda näringsämnen nedåtgående, vilket kan ses i Figur 3.6 och Figur 3.7. Fosforhalten har dock inte minskat nämnvärt de senaste 10 åren. De flödesviktade halterna är baserade på resultaten från Figur 3.4 och Figur 3.5 som dividerats med den totala årsvattenföringen för att jämna ut de flödesfluktationer som sker under året. I och med den nedåtgående trenden uppnådde Höje å Skånes delmål i Sveriges miljökvalitetsmål *Ingen övergödning* som var att minska utsläppen av fosfor och kväve till vattendrag, sjöar och kustområden med 20 % respektive 25 % mellan år 1995 och 2012 (Länsstyrelsen Skåne 2010). Dock gällde målet hela Skåne och inte enstaka vattendrag.



Figur 3.6. Flödesviktade halter för fosfor mellan år 1990 och 2013. Då flera mätvärden för vattenföringen saknades för år 2004 och 2005 har dessa år uteslutits.

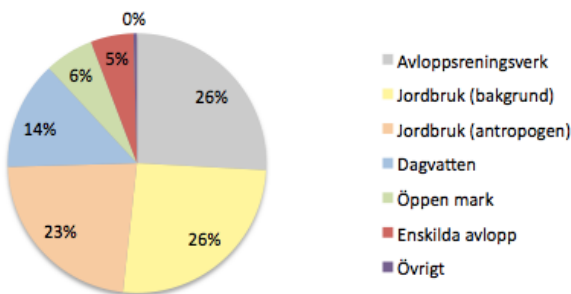


Figur 3.7. Flödesviktade halter för kväve mellan år 1990 och 2013. Då flera mätvärden för vattenföringen saknades för år 2004 och 2005 har dessa år uteslutits.

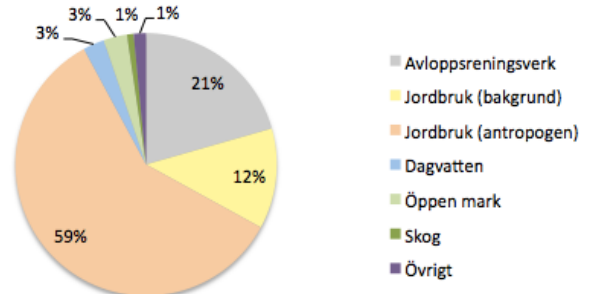
3.2 Näringsbelastning

Jordbruket upptar störst del av markanvändningen i avrinningsområdet och är också den största källan till övergödningen av ån, Figur 3.8. All tillförd näring i vattnet är dock inte antropogen då jordbruksmark från början innehåller mycket kväve och fosfor (Jordbruksverket 2013). Bakgrundsbelastningen gällande kväve har i dataunderlaget beräknats genom att använda markläckage från vall som inte gödulas eller skördas och för fosfor en ogödslad och oskördad insådd träda (SMED 2008). Belastningen från dräneringsledningar från jordbruket är inte känd.

Nettobelastning av fosfor i Höje å



Nettobelastning av kväve i Höje å



Figur 3.8. Nettobelastningen av fosfor och kväve i Höje å. Jordbruket står för cirka 49 % och 71 % för fosfor respektive kvävebelastningen. Nettobelastning är den totala näringen tillförd havet efter att ha dragit bort retentionen. Fördelningen är baserad på data hämtad från Svensk MiljöEmissionsData. De diffusa belastningarna beräknas genom att multiplicera markarealen med avrinningen och en typkoncentration [SMED] (2007).

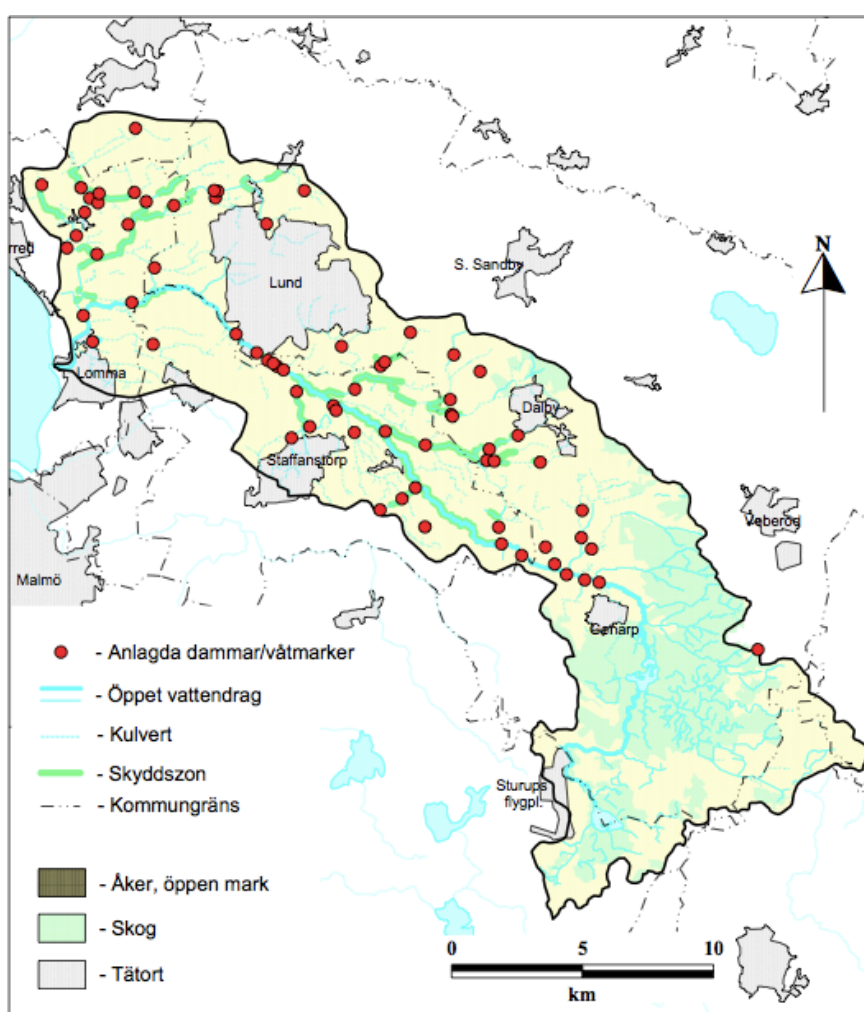
Det näst största bidraget till övergödningen kommer från de kommunala reningsverken. Idag släpps renat avloppsvatten ut från två reningsverk i Höje å, Källby och Staffanstorp. Tidigare var även Genarp och Björnstorps reningsverk anslutna men de leder numera sitt avloppsvatten till Källby reningsverk (Ekologgruppen 2013). Dagvatten, enskilda avlopp och öppna marker belastar inte lika mycket men har en betydelse för de totala halterna i ån. Gruppen "Övrigt" i Figur 3.8 innehåller för fosforbelastningen källorna skog, industri och hygge. Belastningarna från dessa är mycket liten jämfört med de andra, varpå procenten resulterar i noll. För kvävebelastningen innehåller gruppen "Övrigt" hygge, industri och enskilda avlopp.

3.3 Höje å projektet

Höje å projekt är ett vattenvårdsprojekt där målet har varit att förbättra vattenkvaliteten, minska övergödningen och öka rekreationen och biodiversiteten i Höje å avrinningsområde (Höje å vattenråd u.å). Projektet har genomförts i olika etapper sedan starten år 1991 i samarbete mellan Lomma, Lund och Staffanstorps kommuner (Höje å vattenråd u.å).

Stort fokus har legat på anläggning av våtmarker/dammar och skydds zoner längs vattendraget, i huvudsak i anknytning till jordbruksmark där behov av förbättring är som störst (Ekologgruppen 2004a). Ett mål som sattes upp 1991 var att till 2003 reducera kvävetransporten i ån till 80 ton per år, vilket uppnåddes till 53 % (Ekologgruppen 2004a). Enligt Ekologgruppen var målet högt satt och resultatet var ändå positivt trots att det inte helt uppnåddes. Uppskattad reduktion i de anlagda våtmarkerna/dammarna beräknades med hjälp av en beräkningsmodell baserad på mätningar från norska och svenska våtmarker (Ekologgruppen 2004a, Svensson et al. 2004).

Ett annat mål för samma tidsperiod var att anlägga 80 ha dammar/våtmarker och minst 53 ha skyddszoner. Slutresultatet blev 69 våtmarker/dammar med en yta av 75 ha och cirka 42 ha skyddszoner (Ekologgruppen 2004a), Figur 3.9. Projektet byggde helt på frivilligt deltagande och orsaken till att all areal inte uppnåddes berodde på begränsad tillgång på mark och ökade markpriser i slutet av projektet. Våtmarkerna/dammarna som anlagts varierar i storlek från 0,11 hektar till 6,1 hektar, där majoriteten ligger mellan 0,11-1 ha (Ekologgruppen 2004a). Många av dammarna mottar dräneringsvatten från omkringliggande åkrar. Målet har varit att skapa stora och relativt grunda våtmarker/dammar med övervägande djup på cirka 0,3-0,8 m (Ekologgruppen 2004a). Detta har dock i flera fall inte kunnat genomföras på grund av kompromisser gällande tillgång till mark och markägares åsikter.



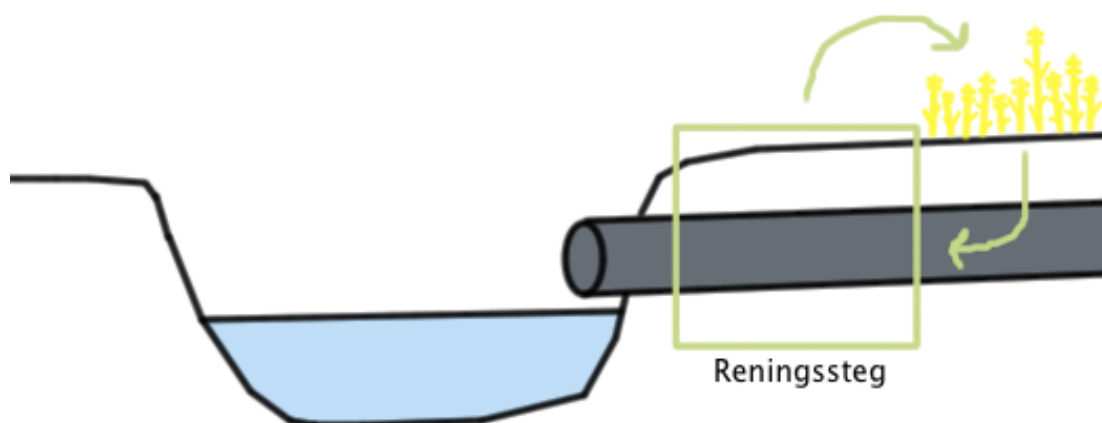
Figur 3.9. Anlagda dammar/våtmarker och skyddszoner i Høje å avrinningsområde. (Ekologgruppen 2004a)

4 Vattenvårdsåtgärder

Vatten som rinner genom jordbruksmarker och samlas upp i dräneringsledningar transporteras ofta rakt ut i vattendrag och missar därmed den naturliga reningen som sker via vegetation och markprofil. En reduktion av näringstransporten kan dock ske genom att lägga till ett extra steg innan dräneringsvattnet når vattendraget. En fördel med att förlägga åtgärder högre upp i systemet vid dräneringsledningarna är att flödena i vattendrag och diken kan vara höga vilket motverkar reningsprocesserna. Man bör ha i åtanke att de fysiska förändringar som genomförts har varit i avsikt att effektivt transportera bort dränerat vatten.

I detta avsnitt beskrivs ett antal möjliga metoder för att fånga upp näringsämnen från dräneringsvattnet, vilket senare kan återanvändas i jordbruket, Figur 4.1. Att ta tillvara på näringsämnena är ett hållbart sätt att hushålla resurser på och är till nytta både för miljön och för lantbrukaren då inköp och användandet av mineralgödsel kan minska.

Åtgärder som undersökts gällande funktion, utformning och hur näring kan återföras samt i vilken kvalitet är produktionsvåtmark, fosfordamm och kalkfilter. Extra fokus ligger på återförsel av fosfor som är en ändlig resurs, varför det är ett viktigt steg att återcirkulera det i systemet.



Figur 4.1. Näringen som transporteras i dräneringsvattnet kan föras tillbaka till jordbruket för att skapa ett hållbart kretslopp.

4.1 Produktionsvåtmarker

En produktionsvåtmark är som en vanlig våtmark men med fokus att producera en råvara som efter skörd kan användas till energiproduktion eller återcirkulation av näring (Tonderski et al. 2002). För att erhålla så mycket material som möjligt med ett högt näringsinnehåll krävs det växtarter med hög tillväxt och högt näringsupptag. Ett lämpligt val i Sverige är bladvass som stämmer väl in på de kriterier som ställs ovan (Tonderski et al. 2002, Naturvårdsingenjörerna AB 2011) och är den växtart som studeras närmare i arbetet.

Hur mycket näring bladvassen kan ta upp beror på våtmarkens näringsbelastning men även på dess biomassaproduktion (Tonderski et al. 2002). Generellt ökar mängden biomassa vid en högre belastning och även dess koncentration av näringsämnen (Tonderski et al. 2002). Högst näringsinnehåll återfinns på sommaren, juli-augusti (Hansson & Fredriksson 2004), vilket därmed är en bra tid för skörd för att ta bort och erhålla så mycket näring som möjligt.

Bladvassens biomassaproduktion och näringsinnehåll har undersökts av Granéli (1980). I hans studie samlades under augusti månad bladvass in från 41 olika områden i Syd- och Mellansverige för att bland annat uppskatta mängden producerad biomassa och näringsinnehåll. Två provytor om vardera 1 m² för varje område valdes ut där bladvassbestånd dominerade och var homogent fördelat. Medelvärdet för den insamlade biomassan var cirka 1 kg torrsubstans/m². Ingen påtaglig skillnad fanns mellan olika vattenmiljöer eller geografisk placering. Enligt Granéli (1980) kan en maximal skörd på 5-10 ton torrsubstans/(ha·år) uppnås under mycket goda förhållanden, dock poängterar han att en omvandling av torrsubstansen från kg/m² till ton/ha bör göras med försiktighet, då även slutna bladvassbestånd sällan är homogena. Näringsinnehållet i bladvassens torrsubstans under augusti månad uppmättes av Granéli (1990) i medelvärde vara cirka 0,92 % och 0,091 % för kväve respektive fosfor.

Förutom näringsupptag i växterna reduceras fosfor och kväve även via sedimentation, filtrering och denitrifikation i våtmarken. Hur mycket näring som avskiljs varierar självfallet mellan olika våtmarker då flera faktorer spelar in såsom utformning, placering och belastning. Hur reduktionen i en produktionsvåtmark skiljer sig från en vanlig våtmark är svårt att förutspå, varför den behandlas som det senare. Enligt Ekologgruppen (2005) bör våtmarker i jordbrukslandskap kunna avskilja cirka 200-500 kg kväve och 5-20 kg fosfor per år och hektar våtmark. Då inga mätningar av näringskoncentrationer finns kan generella samband användas för att beräkna potentiell näringsavskiljning. I en utvärdering av cirka 100 anlagda våtmarkers retention i Sverige användes följande ekvationer för att beräkna kväve och fosforretentionen då data saknades (Svensson et al. 2004):

$$\log(R_1) = 0,712 + 0,519 \cdot \log(B) \quad (1a) \text{ Kväveretention då belastningen är större än } 100 \text{ kg N}/(\text{ha våtmark}\cdot\text{år})$$

$$\log(R_2) = -0,46 + 0,88 \cdot \log(B) \quad (1b) \text{ Kväveretention då belastningen är mindre än } 100 \text{ kg N}/(\text{ha våtmark}\cdot\text{år})$$

$$R = 0,1107 \cdot B \quad (2) \text{ Fosforretention}$$

Där R står för retention (kg/(ha våtmark·år)) och B för belastning (kg/(ha våtmark·år)).

För kväveretention användes ekvation (1a) som visar på samband mellan belastning och näringsretention i ytvatten (Svensson et al. 2004). Vid låga belastningar ger den dock felaktiga värden och en annan modell, ekvation (1b), skapades baserade på mätningar från norska och svenska våtmarker (Svensson et al. 2004). Genom att plotta ekvationerna (1a) och (1b) för olika värden på belastningen kan det konstateras att en högre belastning per hektar våtmarksyta ökar den areaspecifika avskiljningen (kg/ha), medan den relativa retentionen (%) avtar. Ju mer näring som tillförs desto mer kan avskiljas,

dock blir det svårare att rena allt. Våtmarker som är medel eller högbelastade avskiljer cirka 5-15 % kväve (Ståhl-Delbanco & Persson 2005). Ekvationen för fosforretentionen (2) är även den baserad på mätningar från norska och svenska våtmarker.

4.1.1 Återföring av näring

Efter skörd kan bladvassen användas som substrat i biogasproduktion. Genom rötning av biomassan utvinns bland annat metan och kvar blir en rötrest. Rötresten innehåller förutom vatten och organiskt material i princip den näring som ingick i biomassan vilket sedan kan spridas på åkern för att återföra näringsämnen tillsammans med organiskt material (Naturvårdsverket 2012, Tonderski et al. 2002). Vid rötning bryts en stor del av det organiska materialet ner under anaeroba förhållanden varpå näringen omvandlas till löslig och växttillgänglig form (Tonderski et al. 2002, Naturvårdsverket 2012). Näringsinnehållet i rötresten beror bland annat på vilka substrat som ingår och vilka processer som används i rötningen. Förutom det ekonomiska värdet av att näring kan återföras så bidrar även biomassan till biogasproduktion vilket är ett steg i att minska användandet av fossila bränslen.

Hansson och Fredriksson (2004) har i en studie undersökt mängden näring som kan uppskattas återföras från bladvass i form av rötrest och även hur stor andel som blir växttillgänglig. Värdena är baserade på litteraturdata. Cirka 24 % av kvävet som återfinns i bladvassens torrs substans går förlorad i olika steg mellan skörd och spridning (Hansson & Fredriksson 2004). Förluster som sker på vägen är emissioner av kväve i form av ammoniak, NH_3 , som uppstår vid ensilering, lagring och spridning av bladvassen och rötresten. I röttningsprocessen omvandlas en större del av kvävet som finns kvar till ammonium, NH_4^+ , cirka 62 %, resten är organiskt bundet (Hansson & Fredriksson 2004). Ammonium kan tas upp direkt från växterna, men det organiskt bundna kvävet måste mineraliseras först innan det blir tillgängligt. Cirka 30 % av det organiska kvävet uppskattas bli växttillgängligt, vilket resulterar i att cirka 56 % av bladvassens kväveinnehåll i torrs substansen kan komma jordbrukets grödor tillgodo (Hansson & Fredriksson 2004). Fosfor antas vara helt tillgänglig för växtupptag i beräkningarna, då det i organisk gödsel är mer rörligt i marken än det som återfinns i konstgödsel (Steineck et al. 2000).

Trots ett högt näringsupptag jämfört med andra vattenväxter är näringsinnehållet i bladvassens biomassa lågt vilket ger en låg koncentration i rötresten (Linder 2010). Enligt Linders (2010) beräkningar innehåller biogödsel från hushållsavfall cirka 8 respektive 7 gånger mer kväve och fosfor i jämförelse med bladvassens rötrest.

En annan användning för bladvass är att hacka den i mindre bitar och sedan sprida den i marken som gröngödsel. Detta kan ge förbättrad jordstruktur, ökad mullhalt samt tillförd näring (Mamolos et al. 2011). Beräkningar har även här utförts av Hansson och Fredriksson (2004). All näring som tagits upp i bladvassen återförs vid nedbrukningen. Växtmaterialet behöver dock först brytas ned för att näringen skall bli tillgänglig. Flera faktorer påverkar hur snabb denna process är och det kan därför vara svårt att veta när näringen blir tillgänglig och i vilken mängd. Enligt Hansson och Fredriksson (2004) antas återigen att fosfor kan återcirkuleras helt som i fallet med rötresten. Dock så blir inte allt kväve tillgängligt för årets gröda. Den höga kol-kväve kvoten, som är cirka 39 för bladvass (Hansson & Fredriksson 2004), gör att mineraliseringen sker långsamt och kvävet blir inte tillgängligt förrän på längre sikt i jämförelse med mineralgödsel (Hansson 2004a, Delin et al. 2010). Endast 30 % av kvävet i bladvassen kan antas bli tillgäng-

ligt för växtupptag under det första året (Hansson & Fredriksson 2004). Resten är organiskt bundet, binds in i marken eller utlakas (Hansson 2004b).

Enligt Båth (1997) är risken för kväveförluster större vid grüngödsling än vid användandet av mineralgödsel, vilket beror på att mineralgödselgivan kan anpassas mer till växterna både i mängd och tidpunkt. Nedbrytning kan nämligen ske även när inget upptag sker. Vid nedbrytning omvandlas det organiska kvävet till ammonium, NH_4^+ (Kjellquist 1993, Båth 1997), vilket snabbt oxideras till nitrat, NO_3^- . Som nämnts innan, Kapitel 2.2.2, så rör sig nitrat lätt i markvattnet och kan om inget upptag sker utlakas. Tidpunkten för nedbrukning av bladvassen är en viktig aspekt för att minska utlakningen.

En annan anledning till låg återcirkulering av kväve vid grüngödsling av bladvass är återigen dess låga kvävehalt i förhållande till kolhalten (Hansson & Fredriksson 2004). Underskottet av kväve i materialet gör så att mikroorganismerna behöver hämta kväve från markvätskan för att påbörja nedbrytningen (Hansson 2004a). Detta innebär att kväve immobiliseras i mikroorganismerna och växttillgängligt kväve i marken minskar.

4.1.2 Dimensionering

Våtmarken bör placeras i områden med hög förlust av näringsämnen och kan mycket väl konstrueras med inflöde från en dräneringsledning (Naturvårdsingenjörerna AB 2011). Rekommendation på utformning av en produktionsvåtmark visas i Tabell 4.1. En längre uppehållstid för vattnet i våtmarken ökar avskiljningen av näringsämnen och förhindrar även att sediment resuspenderas och sköljs ut. Högre uppehållstid ger dock en större anläggning som praktiskt och ekonomiskt kanske inte är möjlig. En avvägning måste därför göras. Enligt Tonderski et al. (2002) bör medeluppehållstider inte vara lägre än 2 dygn.

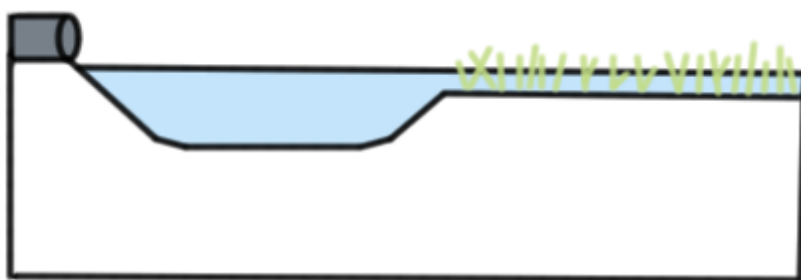
Tabell 4.1. Dimensionsparametrar för produktionsvåtmark (Naturvårdsingenjörerna AB 2011).

Medeldjup (m)	Uppehållstid (dygn)	Släntens lutning
0,5	3>	1:5

Om det inte finns några vattengående maskiner, amfibiemaskiner, som kan skörda vassen behöver våtmarken tappas ut på vatten för att förhindra markskador när konventionella jordbruksmaskiner utför skörden (Naturvårdsingenjörerna AB 2011). Ett dräneringssystem måste därför anläggas under våtmarken för att få den ordentligt torr. Maskinerna får inte vara för tunga och bör inte köra alltför mycket över våtmarken då detta kan skada bladvassens jordstam. Skadas jordstammen hämmas återväxten av bladvass för nästkommande år (Granéli 1980, Hansson & Fredriksson 2004).

4.2 Fosfordammar

Som namnet antyder så är huvudsyftet med fosfordammar att fånga upp fosfor, speciellt partikelbunden. Utformningen varierar men består i princip av en djupare sedimentationsdel följt av en eller flera grundare vegetationsdelar, Figur 4.2. Vattnet sprids över dammens yta varpå vattenhastigheten reduceras vilket tillåter partiklar att sjunka till botten. Grövre partiklar avskiljs i sedimentationsdelen medan fortsatt sedimentering av finare partiklar samt växtupptag och biologisk omvandling av näringsämnen sker i vegetationsdelen. Vegetationen agerar som ett filter och en hög täckningsgrad av växter är önskat då det visat sig öka sedimentering och minska resuspension av partiklar (Bioforsk 2008). Fosfordammar är en relativt ny åtgärd i Sverige. I Norge däremot anlades den första 1990 och deras funktion har studerats i flera år (Bioforsk 2008). Mycket kunskaper och erfarenheter är således hämtade från norska resultat.



Figur 4.2. En fosfordamm består ofta av en djupare del för att samla upp partiklar och en grundare del med växter (modifierad efter Bioforsk 2008).

Enligt norska studier kan reningseffekten av fosfor och kväve i dammarna uppnå 23-42% respektive 5-15 % (Jordbruksverket 2012). Till skillnad från svenska jordar, som ofta är finkorniga, har de norska jordarna en större partikelstorlek (Johannesson & Kynkäänniemi 2012). Fosforretentionen kan därför förväntas vara mindre i Sverige (Ulén 2005) då det är svårare att bromsa upp och kvarhålla mindre partiklar än större då de kräver en längre uppehållstid och mer stillastående vatten.

Svenska studier om fosfordammar har framförallt utförts av Kynkäänniemi i hennes doktorsavhandling (2014). I projektet anlades 2009 en fosfordamm i Bergaholm, Stockholms län, där mätningar av bland annat fosforavskiljning utförts. Dammen har en yta på 800 m², motsvarande 0,31 % av avrinningsområdet och vatten tillförs via en dräneringskylvert (Kynkäänniemi 2014). Provtagningar har pågått under 3,5 år där resultat visat en avskiljning på 89 kg/(år·ha) och en sedimentation på 3,5 cm/år i den djupa delen av dammen (Kynkäänniemi 2014). Istället för att beräkna avskiljningen enbart med flöde och koncentrationer i in och utloppet, beräknades även den ackumulerade mängden fosfor genom sedimentprover. Ackumuleringen av fosfor uppmättes till 90 kg/(år·ha), lika mycket som flödesmätningen gav. Den främsta fosforretentionen är sedimentering och kan därför till störst del antas finnas i dammens sediment (Kynkäänniemi 2014, 2015). Totala fosforreduktionen har i medel varit 36 %. Högre fosforkoncentrationer i utloppet än inloppet uppmättes vid vissa perioder. Orsaker var troligen extrema flöden som sköljde iväg fosfor men också tillfällena där mycket vegetation i samband med istäckning förekom (Kynkäänniemi 2015). Detta kan leda till syrebrist vilket gör att fosfor frigörs från sina bindningar med järn.

4.2.1 Återföring av näring

Näring kan återinföras till jordbruksmarken genom att samla upp och sprida det botten-sediment som ansamlas i dammarna (Börling 2010, Hauge 2006, Hauge 2007, Kynkäänniemi 2014). Upptag av sediment kan utföras med en grävskopa eller slamsug (Johannesson & Kynkäänniemi 2012).

I en analys av tolv fosfordammar i Norge kom Hauge (2006, 2007) fram till att näringsinnehållet i sedimentet från dammarnas vegetationsdel inte var tillräckligt högt för att användas som gödsel. Det kan dock mycket väl spridas som matjord. Sedimentationsdelarna hade ett mindre näringsinnehåll och större kornstorlek än sedimentet i vegetationsdelen och lämpar sig bättre som utfyllnadsjord i matjorden enligt Hauge (2006, 2007). Löslig fosforhalt⁴ i sedimentationsdelarna var i medel 12 mg/100 g torr jord, vilket är mycket bra växtnäringstillstånd för matjord, Tabell 4.2. Motsvarande värde för vegetationsdelen var cirka 18 mg/100 g torr jord, som också innehöll betydligt mer kalium än sedimentationsdelarna som också är ett näringsämne som växter behöver.

Tabell 4.2. Klassindelning av löslig fosfor i matjord (Naturvårdsverket 2014b).

P-AL (mg P/100g jord)	P-AL klass	Beskrivning
<2	I	Kraftig brist
2-4	II	Brist
4-8	III	Bra
8-16	IV	Mycket bra
>16	V	Överskott

I en studie utförd av Marmolin (2009) undersöktes bottensedimentet i fyra våtmarker anlagda i jordbrukslandskap med syfte att analysera sedimentets växtnäringspotential. Sedimentplattor placerades ut i våtmarkernas inlopp för att 1 år senare tas upp och undersökas. Resultaten visade på att växttillgängligheten i sedimenten kunde klassas vara ungefär densamma som för vanlig åkerjord som har en P-AL klass runt IV (Marmolin 2009). Uppmätt löslig fosforhalt för de olika våtmarkerna kan ses i Tabell 4.3. Klassindelning av löslig fosfor i matjord visas i Tabell 4.2, vilket kan jämföras med resultaten. Skadliga ämnen undersöktes också i sedimenten. Metallhalterna låg långt under de gränsvärden som finns för spridning av slam (Marmolin 2009) och det bör därmed inte vara något problem att sprida sedimentet. Mätningarna är inte från en genuin fosfordamm men resultaten för bottensedimentet torde vara liknande.

Tabell 4.3. Löslig fosfor i sediment från fyra svenska våtmarker (Marmolin 2009).

	Våtmark 1		Våtmark 2			Våtmark 3			Våtmark 4	
P-AL (mg P/100g jord)	8	11	15	4,9	5,3	14	13	12	27	6,9
P-AL klass	III	IV	IV	III	III	IV	IV	IV	V	III

⁴ Ammoniumlaktatacetat tillsätts lufttorrt sediment vilket löser ut lättlöslig fosfor, kallat P-AL (mg fosfor/100 g jord).

4.2.2 Dimensionering

Fosfordammar är till ytan generellt sett mindre än vanliga våtmarker. En rekommendation från Jordbruksverket är att dammen placeras i anslutning till marker med höga näringsförluster och har en långsmal utformning så att vattnet fördelas så mycket som möjligt över ytan (Börling 2010). Dimensioneringspraxis kan ses i Tabell 4.4. Dammens storlek beror inte bara på tillrinningsområdets storlek utan också på avrinningen, då en större avrinning kräver en större damm för att uppnå en tillräcklig uppehållstid. För att partiklar skall hinna sedimentera i dammen krävs det att ytan är tillräckligt stor. Tiden för en lerpartikel att sjunka 1 meter är minst 3 dygn (Jordbruksverket 2012), medan större partiklar har en högre sedimentationshastighet.

Tabell 4.4. Tumregler för dimensionering av fosfordammar (Bioforsk 2008, Börling 2010)

Dammens andel av tillrinningsområde (%)	0,1-0,5
Sedimentationsdelens andel av dammen (%)	20-30
Sedimentationsdelens djup (m)	1-1,5
Vegetationsdelens andel av dammen (%)	70-80
Vegetationsdelens djup (m)	0,2-0,4

Hälften av de tolv dammar som Hauge (2006, 2007) undersökte upptog en yta mindre än 0,1 % av avrinningsområdet. I flertalet av dammarna skedde majoriteten av retentionen i sedimentationsdelen. Flera mindre dammar kan vara bättre än en stor menar Hauge (2007). Rekommendationen på dammarnas storlek skulle därmed kunna sänkas, dock med en försiktighet i områden med hög belastning (Hauge 2007).

4.3 Kalkfilter

I och med att fosfor har en förmåga att relativt lätt binda sig till olika partiklar, kan detta utnyttjas för att avskilja ämnet från dräneringsvatten genom att använda sig av ett lämpligt material. Studier har visat att fosfor bundet till kalkmaterial är mer växttillgängligt än bundet till järn eller aluminiumföreningar, varpå de är mer intressanta att använda i syfte för att återcirkulera den uppfångade fosfor (Cucarella Cabañas 2009).

Kalkfilter som reningsmetod har använts framförallt i behandling av avloppsvatten, men flera studier har på senare tid påbörjats gällande dess potential för rening av dräneringsvatten (Johannesson & Kynkäänniemi 2012). Huvudsyftet med filtren är att fånga upp löst fosfor (Jordbruksverket 2012), men partikelbunden fosfor avskiljs också. Avloppsvatten och dräneringsvattens karaktär och beteende skiljer sig åt vilket gör att reningseffekterna också kan skilja sig åt. Dräneringsvatten innehåller till skillnad från avloppsvatten en mindre koncentration näringsämnen samt har ett flöde med kraftigare fluktuationer vilket försvårar dimensioneringen av filtret (Johannesson & Kynkäänniemi 2012).

I Sverige har fältförsök utförts där fyra olika kalkbaserade filtermaterial undersökts gällande fosforreduktion från dräneringsvatten, Tabell 4.5. Materialen har en hög andel bränd kalk, kalciumoxid CaO , som vid reaktion med vatten bildar kalciumhydroxid, Ca(OH)_2 (Ekstrand et al. 2014b). Båda dessa former har en högre löslighet än vanlig kalk, CaCO_3 , vilket ger mer lösa kalciumjoner (Kindvall 1999) som kan binda till sig fosfor.

I undersökningarna, som pågått mellan 9-18 månader, har dräneringsvatten förts till brunnar fyllda med kalkfiltermaterial (Ekstrand et al. 2011). Innan brunnen har vattnet först passerat en damm för att jämna ut flödet samt för att fånga upp partikelbunden fosfor och annat material för att förhindra igensättning av filtret (Ekstrand et al. 2011). Resultaten från de olika materialen visas i Tabell 4.5. Högst reningsförmåga hade Polonite med 49 %, följt av hyttsand. Numera anläggs filterbäddar, gropar fyllda med material, istället för brunnar vilket är mer kostnadseffektivt (Ekstrand et al. 2014a).

Tabell 4.5. Avskiljning av totalfosfor och fosfatfosfor från dräneringsvatten för olika kalkmaterial (Ekstrand et al. 2011).

Material	Beskrivning	Avskiljning totalfosfor	Avskiljning fosfat
Polonite	Upphettad opoka (bränd kalk)	49%	50%
Hyttsand	Snabbkyld masugnslagg från framställning av råjärn	41%	45%
Filtralite-P	Lecakulor (bränd och expanderad lera) med tillsatt kalcium	35%	34%
Filtra-P	Kulor av främst bränd kalk	17%	12%

En kalkfilterbädd bestående av hyttsand anlades mellan år 2012 och 2013 efter en fosfordamm på Ingarö, Figur 4.3. Vattenprover har visat en reduktion av totalfosfor på cirka 40 % (Kynkäänniemi 2015). Andra kalkfilterbäddar i Sverige, placerade i Ökna och Börringesjön, har visat reduktioner på 30 respektive 34 % (Kynkäänniemi 2015). Norska försök har även gjorts på filterbäddar. I en pilotanläggning bestående av Filtralite-P har reningsgraden av totalfosfor från dräneringsvatten uppmätts till 57 % (Hauge 2009). Filtret är 7m³ och är direkt kopplat till en dräneringsledning som avvattnar ett område på 0,3 ha (Hauge 2009). När vattnet passerat filtret fortsätter det vidare i ledningen.



Figur 4.3. Kalkfilterbädd på Ingarö placerad efter en fosfordamm. Vattnet leds in på botten av filtret och rör sig till toppen innan det rinner ut i ett dike. Rören som sticker upp används för att spola systemet (Foto: Therese Hernvall)

4.3.1 Återföring av näring

Filtermaterialets förmåga att adsorbera fosfor är viktigt för att få en hög reduktion. Olika kalkmaterials förmåga att binda fosfor har mätts i flera laborationsförsök men detta speglar ofta inte kapaciteten i verkligheten i fält där helt andra förutsättningar råder med variationer i belastning och ämnestillförsel. Lägre adsorption kan bero på bildandet av biofilm som reducerar upptaget samt att vattnet inte sprids optimalt utan rör sig i vissa gångar (Adam et al. 2006). För att kunna återföra fosfor till jordbruket gäller det även att den kan bli tillgänglig för upptag från filtermaterialet.

Efter att ha varit i drift i 16 månader studerades kalkfiltermaterialen från de svenska kalkfilterbrunnförsöken gällande dess gödseffekt på korn i ett examensarbete. Varken förbättrad eller försämrad tillväxt uppstod i jämförelse med kontrolljord utan tillsatt filtermaterial (Ekstrand et al. 2011). Materialet var inte mättat och tillräckligt med fosfor hade troligen inte adsorberat för att ge någon effekt. Inga fler försök har hittats gällande kalkfiltermaterial där dräneringsvatten agerat som näringskälla. Dock har ett flertal studier gjorts i laboratorieförsök och i fullskaleförsök med avloppsvatten vilket presenteras nedan.

I ett försök av Cucarella Cabañas (2009) tillsattes bland annat fosformättade Polonite och Filtra-P substrat i jorden hos rajgräs och korn i krukförsök. Växternas torra massa och jordens fosforinnehåll mättes sedan. Resultaten jämfördes med jord med och utan tillsatt fosfor i form av kaliumdivätefosfat, KH_2PO_4 . Mängden torr biomassa tenderade att öka hos båda växterna i jämförelse med kontrolljorden. Hos rajgräs var skörden till och med högre i jämförelse med jorden som tillsatts fosfor (Cucarella Cabañas 2009). Alla substraten ökade pH-halten och även andelen tillgängligt fosfor i jordarna. Mängden tillgänglig fosfor i jorden matchade till stor del koncentrationen i materialen. Enligt Cucarella Cabañas (2009) kan det tyda på att fosfor från materialen blev tillgängligt, men kan även bero på att ett ökat pH-värde i jorden frigjorde fosfor bunden till Fe och Al. I krukförsök av Hylander et al. (2001) uppmättes cirka 3-4 gånger högre fosforhalter i jorden när bland annat hyttsand och bränd opoka, som utsatts för fosforlösning, tillsattes än när jorden bara hade kalkats med CaO. Det visar på att en stor del av fosfor som återfanns i jorden troligen kom ifrån filtermaterialen. Enligt Cucarella Cabañas (2009) kan materialen användas som fosforkälla i jordbruket, dock är koncentrationen lägre än i mineralgödsel och kan därmed behöva kompletteras. Hur stor mängd som behöver tillsättas beror på jordens fosforhalt och grödornas efterfrågan (Cucarella Cabañas 2009).

Cucarella Cabañas (2009) utförde även två fältförsök där Polonite som använts i en småskalig avloppsrening tillsattes på en fjälläng och på en jordbruksmark med sått höstvetete. Tillgängligt fosfor ökade i fjällängen på grund av kalkningseffekten och frigörandet från materialet, dock påverkades inte skörden. Tillförseln på jordbruksmarken påverkade varken skörd eller markegenskaper, vilket troligen berodde på att jorden redan innehöll tillräckligt med fosfor från tidigare års bruk (Cucarella Cabañas 2009). Huvudsyftet i båda försöken var dock att se eventuella risker att sprida filter som använts till avloppsrening vilket inte påvisades (Cucarella Cabañas 2009).

Polonite och hyttsand har även undersökts av Hylander et al. (2006). Avloppsvatten lät filtreras genom kolumner fyllda med material i 67 veckor med en medelkoncentration på 4,2 mg/l. Kolumnernas storlek var cirka 350 l. Materialen användes sedan i ett od-

lingsförsök av korn i fosforfattig jord. Den torra massan av kornen mättes och jämfördes efter skörd. Bäst resultat gav mineralgödsel, följt av hyttsand som uppnådde cirka 70 % av mineralgödslets effekt, vilket visar på potential att användas som gödselmedel på åkermark (Hylander et al. 2006). Polonite hade det största fosforupptaget men gav inte lika hög skörd som hyttsand, cirka 35 % av mineralgödslets effekt. Adsorptionen av Polonite och hyttsand i de övre lagren av kolumnerna, där upptag var som störst, uppmättes till 1,1 respektive 0,3 mg/g material (Hylander et al. 2006). Polonite ansågs mättad eller nära mättad i de övre lagren och hade en jämn reningseffekt under studieperioden. Hyttsandens reningsförmåga minskade i slutet av experimentet (Hylander et al. 2006).

Från provtagningar från en våtmark i Norge med Leca som substrat och avloppsvatten som näringskälla ackumulerades 276 mg totalfosfor per kg substrat (Kvarnström et al. 2004). Lättlösligt fosfor som kan tillgodoses av växterna, stod för en stor andel, cirka 70 %, av den ackumulerade fosfor och uppmättes till 192 mg/kg substrat genom P-AL metoden. Ett mindre upptag av kväve uppmättes även. I krukförsök med rajgräs ökade inte tillväxten, mätt i mängd torr biomassa, nämnvärt efter tillsatts av varken material eller gödningsmedel, vilket kan bero på att jorden redan innehöll tillräckligt med fosfor (Kvarnström et al. 2004). Pågrund av den stora tillgängligheten av löst fosfor från materialet anser dock Kvarnström et al. (2004) att det bör vara lämpat att användas som fosforkälla för att komplettera mineralgödsel. I Kvarnströms et al (2004) försök var Lecan tillsatt med kalk. I ren form har Leca däremot lågt upptag och extraktion av fosfor, då det är hårt bunden i järn och aluminiumföreningar (Johansson et al. 1999).

Vad som återfinns i filtermaterialet återspeglas till viss del av vattnets innehåll. Adsorption sker inte bara av fosfor utan även andra föroreningar, som tungmetaller, som kan finnas i vattnet. Innehållet bör därför säkerställas innan det sprids på åkermark (Theil-Nielsen et al. 2005, Kvarnström et al. 2004). För nuvarande finns ingen reglering för spridning av filtermaterial som använts för avloppsrening, men ett certifieringssystem kan i framtiden komma att införas för att säkerställa kvalitén (Avfall Sverige 2012). Det samma bör även gälla för dräneringsvatten. Enligt Avfall Sverige (2012) kan filtermaterialet spridas med en fastgödselspridare.

För att nå upp till den mängd näring mineralgödsel ger kommer mycket material att krävas. Om man går efter Hylander et al. (2006) resultat för adsorption av fosfor hos Polonite och hyttsand blir fosforhalten i viktprocent 0,11 respektive 0,03 %, vilket är betydligt mindre än i mineralgödsel⁵. Enligt Avfall Sverige (2012) är materialet främst att betraktas som kalkningsmedel än gödselmedel och bör således endast användas på jord som behöver kalkas.

4.3.2 Dimensionering

Hur mycket vatten en filterbädd kan ta emot beror på dess yta och materialets hydrauliska konduktivitet, det vill säga dess genomsläpplighet. Ju lägre genomsläpplighet materialet har, desto större yta behövs för att ta emot ett visst flöde. Vid dimensionering av filterbäddar kan Darcy's lag användas (Theil-Nielsen et al. 2005). Om vertikala flöden antas kan ekvationen skrivas på följande sätt:

$$Q = k \cdot A \quad (3)$$

⁵ År 2013 såldes fosfor till 99 % som sammansatt mineralgödsel (NPK) och upptog i genomsnitt cirka 3,9 % av vikten (Jordbruksverket 2014b).

där Q är flödet ($m^3/dygn$), k den hydrauliska konduktiviteten för materialet ($m/dygn$) och A är tvärsnittsarean (m^2). En annan viktig aspekt vid dimensioneringen är uppehållstiden för vattnet i filtret. Ju längre uppehållstid desto bättre reningseffekt då mer fosfor får chans och tid att binda sig till materialet.

4.4 Summering

De tre åtgärderna som undersökts har alla olika syften vilket återspeglas i dess avskiljning av näringsämnen, Tabell 4.6. Fosfordamm och kalkfilter tenderar att minska fosfor betydligt mer än produktionsvåtmarken, vilket är förståeligt då de utformats för det ändamålet. Kväveavskiljningen i produktionsvåtmarken och fosfordammen är densamma, vilket kan förklaras med att båda är en typ av våtmark. Eventuellt kan avskiljningen i produktionsvåtmarken vara större i och med att näring förs bort med skörden av bladvass. Dammar och våtmarker kan ha en mängd olika utformningar vilket tillsammans med dess belastning påverkar reningseffekten.

Tabell 4.6. Sammanställning av de tre åtgärderna gällande syfte, näringsavskiljning och näringsåterföring. För mer information och källor, se varje åtgärds kapitel (Produktionsvåtmark: Kapitel 4.1, fosfordamm: Kapitel 4.2 och kalkfilter: Kapitel 4.3).

	Produktionsvåtmark	Fosfordamm	Kalkfilter
Huvudsyfte	Växtupptag av kväve och fosfor	Sedimentation av partikulär fosfor	Sorption av löst fosfor till filtermaterial
Avskiljning av totalkväve (%)	5-15	5-15	Uppgift saknas
Avskiljning av totalfosfor (%)	11	23-42	17-49
Form av återförd näring	Gröngödsel eller rötrest	Bottensediment	Filtermaterial
Kvalité på återförd näring	Kväve och fosfor blir tillgängligt när det organiska materialet bryts ner, vilket till stor del sker i röttningsprocessen. Näringsinnehållet är lägre i jämförelse med biogödsel av källsorterat hushållsavfall.	Motsvarar matjord eller vanlig åkerjord.	Fosfor blir tillgängligt när det avges från materialet och har visat på potential i flera krukförsök. Fosforinnehållet är betydligt lägre än i mineralgödsel.

Från bladvassen kan både kväve och fosfor återföras till jordbruket. Även fosfordammens vegetation skulle kunna skördas men samma näringsinnehåll som återfinns vid skörd av bladvass uppnås troligen inte. Återförs bladvassen som gröngödsel kan all näring som tagits upp förväntas återföras. Dock återcirkuleras bara en liten del av kvävet, cirka 30 %, i tillgänglig form för upptag. Omvänt gäller om bladvassen återförs som rötrest. Förluster sker här på vägen vilket gör att inte all kväve som tagits upp återförs. Dock är en stor del av kvävet i bladvassen direkt växttillgängligt, cirka 56 %, på grund av den nedbrytningsprocess som till stor del har skett i rötningen.

Växttillgängligheten av den fosfor som bundits i kalkfiltermaterialen beror på materialets förmåga att avge ämnet. Extraktion direkt från kalkfiltermaterial och på den jord som blivit tillsatt med material har i studier visat på att fosfor avges. Innehållet av näringsämnen i materialen från alla tre åtgärderna är förhållandevis låga i jämförelse med andra gödningsmedel.

5 Fallstudie

I fallstudien har en delsträcka av Höje å och ett biflöde till ån, Björnstorpsbäcken, undersökts för att tillämpa åtgärderna i praktiken. Nedan följer resultat från fältstudier och kartstudier tillsammans med beräkningar på dimension, reningseffekt och återcirkulerad näring.

Båda vattendragen är omgivna av intensivt jordbruk och är reglerade av dikningsföretag, Björnstorp-Gödelöv 1950 och Höjeåns uppgrävning 1939. I Figur 5.1 visas placeringen av utmynnade dräneringsledningarna som noterats under fältstudierna. Längs den cirka 2 kilometer långa sträckan av Höje å noterades 7 stycken rör. I Björnstorpsbäcken noterades 9 stycken. Sträckan som inspekterades i bäcken är cirka 1,4 kilometer lång.



Figur 5.1. Placering av dräneringsledningarna som mynnar ut i Höje å och Björnstorpsbäcken, markerade som vita prickar. De blå linjerna indikerar sträckorna av vattendragen som undersökts. Bakgrundskarta © Lantmäteriet [I2014/00579]

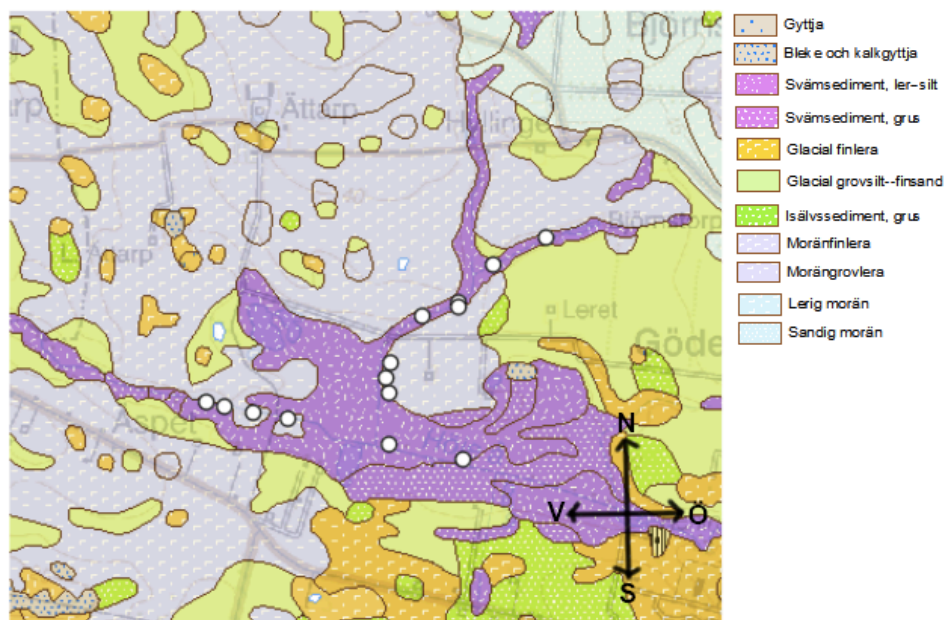
De flesta dräneringsledningarna ligger djupt ner i marken och nära vattennivån i vattendraget, Tabell 5.1. Endast några enstaka ledningar som mynnar ut i Björnstorpsbäcken ligger något närmare markytan. Mätningar utfördes 1/5-2015 då vattenföringen i Höje å huvudfåra till största del motsvarade medelvattenföringen för åren 1981-2003 med störst deviation på $+0,03 \text{ m}^3/\text{s}$ uppströms Genarp (SMHI 2015). Då inga flödesmätningar finns för Björnstorpsbäcken antas det att medelflöde också rådde vid tidpunkten. Avståndet som mätts mellan rörens mynnningar och vattennivån torde därmed stämma överens med avståndet som råder vid medelvattennivå. Diametrarna på rören ligger mellan 100-600 mm, där de största mynnar i Höje å.

Tabell 5.1. Parametrar för de olika dräneringsledningarna, se Figur 5.1. Det bör påpekas att det uppmätta djupet i förhållande till marknivå (djup) och höjd över vattenytan (höjd) ej är exakt. Typ av ledning betecknas med P eller C vilket motsvarar plast respektive cementrör.

Nummer	Typ	Diameter (mm)	Djup (m)	Höjd (m)	Sida i flödesriktning
Höje å					
1	P	100	2	1,1	H
2	C	600	2,2	0,2	H
3	C	600	2,2	0,2	H
4	P	100	1,5	1,2	H
5	C	350	1,4	0,3	H
6	C	150	1,5	0,1	H
7	C	450	1,8	0,25	H
Björnstorpsbäcken					
8	C	150	1,5	0,55	V
9	C	100	1,2	0,3	V
10	P	100	1,6	0	H
11	P	145	1,2	0,7	V
12*	-	-	1,2	0	H
13	P	150	1,05	0,4	V
14	P	120	0,9	0,2	H
15	P	100	1,2	0,15	V
16	C	150	0,8	1	V

*Mynningen låg blockerad varpå diameter och typ ej kunde bestämmas.

Dominerande jordarter i området är moränfinlera (lerhalt > 25 %) och glacial grovsilt-finsand, vilket återfinns i öst, Figur 5.2. Grovsilt och finsand benämns även som finmo respektive grovmo. Intill vattendragen består jordarten till största del av ler-siltiga svämsediment som avlagrats av översvämmat vatten.



Figur 5.2 Jordartskarta för området. De vita prickarna markerar dräneringsledningarnas mynningar. Dominerande jordarter är moränfinlera, glacial grovsilt-finsand och ler-siltiga svämsediment. © SGU, Bakgrundskarta © Lantmäteriet [I2014/00579]

De ler-siltiga svämsedimenten har tillsammans med moränfinlera en mycket låg permabilitet (Svensson 2010) vilket är önskvärt för att skapa en tät anläggning. Grovsilt och finsand har också en låg vattengenomsläpplighet, dock inte lika lågt som lera, speciellt om finsand är dominerande. Det kan därmed bli problem att konstruera en anläggning utan att tillföra ett tätare material, vilket är kostsamt. Jordlagret ligger troligen ovanpå en finlera och om det är tunt skulle en anläggning kunna vara lämplig. Mäktigheten och permabiliteten går dock inte att avgöra utan en provborrning i det aktuella området.

Risk för utlakning av fosfor finns i både ler- och mojordarna. Detta på grund av lerjordars förmåga att binda till sig mycket fosfor och risken för makroporflöde. Mojordarnas högre genomsläpplighet gör att överskott av både fosfor och kväve lättare kan transporteras ner till dräneringsledningarna om adsorptionsförmågan är låg.

5.1 Förslag åtgärder

Åtgärder har valts ut på platser som är lämpliga av praktiska skäl. Kriteriet har varit att dräneringsledningarna inte skall ligga för djupt ner (runt 1 meter), för att schaktning inte ska blir alltför omfattande. Endast tre dräneringsledningar uppfyller detta kriterium, vilket är nummer 13, 14 och 16.

Dräneringsledning 16 har en diameter som är en av de större i bäcken och avvattnar därmed bland de större arealerna. Röret har en kraftig lutning vilket troligen beror på att åkermarken ligger lite högre upp från den platå som finns emellan den och bäcken. Röret mynnar ut högt ovanför vattenytan, cirka 1 meter vid kanten. I och med rörets kraftiga lutning torde det vara möjligt att avståndet till vattennivån är högre då röret kapas längre upp från bäcken. På grund av den stora höjden från vattennivån skulle en produktionsvåtmark med ett dräneringssystem kunna anläggas vid detta rör. Tyvärr är inte jordarten tillräckligt optimal för att säkerställa att den konstruerade våtmarken blir tät och vattenhållande, vilket skulle kräva en mer omfattande och kostsammare anläggning. Dräneringsledningen utesluts därmed till förmån för områden med bättre förutsättningar. För framtida planeringar bör en geoteknisk undersökning genomföras för området.

Övriga rör mynnar ut nära vattennivån varpå dränering av en produktionsvåtmark blir svår att utföra. En produktionsvåtmark utan dräneringssystem föreslås dock till rör 14 som liksom rör 16 har ett av de större avvattningsområdena i bäcken. Området har partier med fin- och grovmo där det finns risk för utlakning av kväve, på grund av en högre vattengenomsläpplighet i jämförelse med lerjordar, och löst fosfor om bindningsförmågan är låg. En fosfordamm föreslås till rör 13 där risk för fosforläckage från den avvattnade lerjorden finns.

I och med att kalkfilterbäddar helst behöver någon form av avskiljning innan vattnet mottas behövs en damm eller annan flödesutjämning innan bädden. För att inte ta för mycket mark i anspråk föreslås en kalkfilterbädd vid dammen vid Lilla Ättarp, Figur 5.3. Dammen mottar dräneringsvatten från jordbruksmark och det är därför en god idé att utnyttja och bygga vidare på en anläggning som redan existerar. Det bör påpekas att fältstudier ej ägt rum vid dammen, utan endast längs Höje å och Björnstorpsbäcken, varpå närmare undersökningar krävs. Det finns även en större damm söderut. Denna mottar ett delflöde från Björnstorpsbäcken samt vatten från dammen vid Lilla Ättarp. I

och med att dräneringsvatten inte tas emot direkt antas koncentrationen av näringsämnen vara lägre på grund av utspädning och det är därmed bättre att lägga reningssteget högre upp i systemet. En kalkfilterbädd skulle även kunna anläggas i kombination med den planerade fosfordammen. Med motivering av fosfordammens relativt lilla tillflöde och den rening som till hög grad redan skett anses det inte tillräckligt effektivt att anlägga ytterligare ett reningssteg.

Åtgärderna som placeras intill Björnstorpsbäcken kommer inte att påverka bäckens profil, varpå ändring av dikningsföretagets tillstånd inte fordras. Detsamma gäller kalkfilterbädden vid Lilla Åttarp. Föreslagna åtgärder för området kan ses i Figur 5.3.



Figur 5.3. Placering av dräneringsledningar som mynnar ut i Höje å och Björnstorpsbäcken, markerade som vita prickar. De blå linjerna indikerar sträckorna av vattendragen som undersökts. Föreslagna åtgärder är en fosfordamm vid dräneringsledning 13, produktionsvåtmark vid dräneringsledning 14 samt en kalkfilterbädd intill dammen vid Lilla Åttarp (nordväst) som mottar dräneringsvatten. Bakgrundskarta © Lantmäteriet [I2014/00579]

5.2 Beräkningar

Inga flödesmätningar eller vattenprover har tagits för analys av kväve och fosforkoncentrationer i dräneringsvattnet. Näringstransporten för varje dräneringsledning har antagits vara lika med arealkoefficienten specifikt för jordbruksmark i Höje å avrinningsområde. Genom att dividera belastningen från jordbruket med arealen jordbruksmark i avrinningsområdet erhöles arealkoefficienterna 29,8 kg kväve/(ha·år) och 0,25 kg fosfor/(ha·år), Tabell 5.2. Studeras de uppmätta transporterna i dräneringsvatten för de 13 fälten i *Observationsfält på åkermark*, Figur 2.7 och 2.9 i Kapitel 2.3.2 och 2.3.3, kan det konstateras att transporten varierar från fält till fält. Erhållna näringstransporter för fallstudien ligger inom uppmätta intervaller och i närheten av vad som i medel transporteras. Belastningarna anses därmed som rimliga.

Tabell 5.2. Data för beräkning av arealkoefficienterna för kväve och fosfor.

Parameter	Värde	Enhet	Källa
Areal avrinningsområde	31600	ha	Höje å vattenråd u.å
Areal jordbruksmark	62	%	Länsstyrelsen Skåne 2010
Bruttobelastning av fosfor från jordbruksmark	4873	kg/år	SMED 2007
Bruttobelastning av kväve från jordbruksmark	584008	kg/år	SMED 2007
Fosforförlust från jordbruksmark	0,25	kg/ha·år	
Kväveförlust från jordbruksmark	29,8	kg/ha·år	

Näringsbelastningen för varje dräneringsledning där åtgärder föreslås kan ses i Tabell 5.3 tillsammans med medelflödet, MQ, och medelhögflödet, MHQ. Medelflödet i dräneringsledningarna baseras på områdets specifika avrinning vilket är cirka 0,09 l/(s·ha) (SMHI 2002). Medelhögflödet har beräknats genom att multiplicera den avvattade arealen med 1,5 l/(s·ha), vilket enligt Ekologgruppen (2005) är medelhögvattningsflödet i Skåne och som ofta används vid dimensionering av dräneringsrör (Ekologgruppen 2005, Greppa näringen 2012). Detta är således det maximala vattenflödet i röret. Då ingen information av den avvattade arealen varit tillgänglig har en dimensioneringstabell från Jordbruksverkets Vattenenhet använts (Greppa näringen 2012). Tillsammans med rörens diameter, antagen dimensionering på 1,5 l/(s·ha) och flack terräng kan den avvattade arealen uppskattas, Tabell 5.3. Dammens tillrinningsområde är 60 ha (Ekologgruppen 2004b).

Tabell 5.3. Avvattnad areal, beräknad kväve och fosfortransport, medelflöde och medelhögflöde i dräneringsledningarna. Felmarginaler förekommer för den avvattade arealen och är således inte exakt.

Nr	Avvattnad areal (ha)	Belastning		MQ (l/s)	MHQ (l/s)
		kväve (kg/år)	fosfor (kg/år)		
13	8	238	2	0,72	12
14	4	119	1	0,36	6
Damm	60	1788	15	5,4	90

5.2.1 Produktionsvåtmark

Våtmarken för dräneringsledning 13 designas för att vid medelflöde ha en uppehållstid på 3 dygn. Utflödet dimensioneras efter medelhögflödet. Med ett djup på 0,5 m behövs en area på cirka 375 m². Den ytspecifika näringsbelastningen för våtmarken blir därmed 6350 kg kväve/(ha·år) och 53 kg fosfor/(ha·år), vilket klassas som medel (Ståhl-Delbanco & Persson 2005). Avskiljningen uppskattas till 18,2 kg kväve/år (485 kg/(ha·år)) och 0,22 kg fosfor/år (5,9 kg/(ha·år)) baserat på ekvation (1a) och (2) i Kapitel 4.1. Detta ger en relativ retention på 7,6 % och 11 % för kväve respektive fosfor.

Från Granélis (1980) studier kan bladvassbestånd på 5-10 ton torrsbstans/ha skördas per år vid gynnsamma förhållanden. Då näringsbelastningen för våtmarken klassas som medel används det lägre värdet. Med ett bladvassbestånd på 5 ton torrsbstans/(ha·år) skulle 187,5 kg kunna skördas. Med ett näringsinnehåll enligt Granélis (1990) mätningar, Kapitel 4.1, beräknas den teoretiska mängden näring som kan tas bort med vassen vara 1,7 kg kväve/år och 0,17 kg fosfor/år. Enligt Hansson och Fredriksson (2004) kan all fosfor antas kunna återföras till jordbruket både vid grüngödsling och spridning av

rötrest. Vid grüngödsling återförs även allt kväve, dock är endast 30 % tillgängligt för upptag, cirka 0,5 kg. Cirka 1,3 kg kväve återförs med rötresten på grund av förluster i processen. En större del är dock direkt tillgängligt för växtupptag, cirka 1 kg.

5.2.2 Fosfordamm

Fosfordammen vid dräneringsledning 14 utformas med en sedimentationsdel på 1 meter och vegetationsdel på 0,4 meter. För att åstadkomma en uppehållstid på 3 dygn baserat på medelflödet behövs en dammyta på cirka 180 m². Ytan motsvarar 0,45 % av den avvattnade arealen. Utflödet dimensioneras efter medelhögflödet.

Avskiljning av fosfor är baserat på data från svenska fosfordammen, vilket ligger på cirka 36 %, och för kväve baserat på norska studier, cirka 10 %, Kapitel 4.2. Avskiljningen blir således 11,9 och 0,36 kg/år för kväve respektive fosfor. Enligt Kynkäänniemi (2014, 2015) återfinns den avskiljda fosfor till största del i sedimentet. En grov uppskattning är därmed att all fosfor som avskiljs i dammen kan återföras.

5.2.3 Kalkfilter

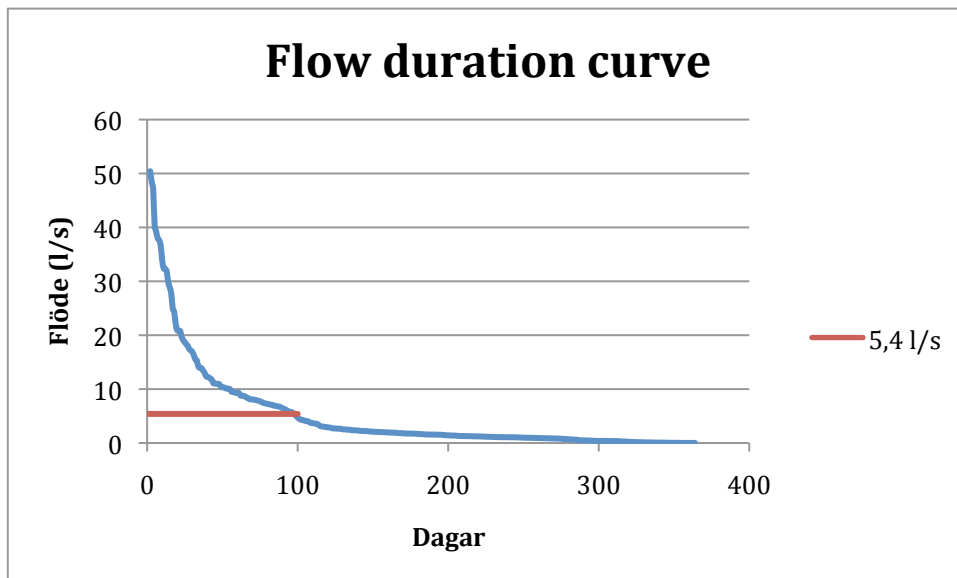
Dammen vid Lilla Ättarp mottar vatten från dräneringsledningar och har ett tillrinningsområde på 60 ha (Ekologgruppen 2004b). Det ger ett medelflöde på cirka 5,4 l/s. Dimensioneringen av kalkfilterbädden baseras på Ekstrand et al (2001) försök med kalkfilterbrunnar, där 0,8 m³ filtermaterial använts för att ta emot ett medelflöde på 0,07 l/s, för att uppnå samma reningseffekt. Detta resulterar i att en volym på cirka 62 m³ behövs för att ta emot medelflödet på 5,4 l/s. Med ett djup på 1 meter, baserat på konstruerade kalkfilterbäddar i Tullstorpsån (Ekstrand et al. 2014a), behövs en yta på 62 m². På grund av hyttsandens låga pris i jämförelse med andra material (Werec u.å) samt dess goda reningsförmåga föreslås detta material till bädden.

Med en hydraulisk konduktivitet på 40,6 m/dygn (Hylander et al. 2004) beräknas det maximala flödet för anläggningen enligt Darcy's lag, Ekvation (3) Kapitel 4.3.2, vara cirka 29 l/s. Då medelhögflödet för tillrinningsområdet är betydligt större, 90 l/s, kan filtret inte agera som utflöde från dammen då risken för överbelastning är stor. Bädden placeras därmed intill dammen varifrån inflöde och utflöde sker.

Mängden fosfor till kalkfilterbädden beror på hur mycket som avskiljs i dammen samt hur stor del av den totala belastningen som kan gå via filtret. Baserat från tidigare studier menar Ekstrand et al (2011) att en damm på 100 m³/ha tillrinningsområde kan uppskattas avskilja cirka 15 % totalfosfor. Med ett tillrinningsområde på 60 ha behövs det en volym på 6000 m³, vilket motsvarar 60 % av dammen vid Lilla Ättarp, för att avskilja cirka 15 % totalfosfor. Kalkfilterbädden föreslås därför anläggas i slutet av dammen.

Hur stor del av näringsbelastningen som går via filtret beror på hur stor del av årsavrinningen som filtret kan ta emot. Då det inte finns några flödesmätningar för området baseras belastningen på uppmätt dygnsavrinning i en dräneringsledning från ett 34 ha stort jordbruksfält i sydöstra Skåne. Dygnsavrinningen, mätt i l/(dag·m²), multipliceras med tillrinningsområdet för dammen, 60 ha, och omvandlas till sekunder, l/s. Flödena plottas mot hur många dagar som de uppnås under året, Figur 5.4. Medelavrinningen under året var 0,085 l/(s·ha). Från Figur 5.4 ses att flöden över medelflödet in till kalkfilterbädden, 5,4 l/s, överskrider cirka 100 dagar av det totala året. Totala volymen vatten som beräknas flöda till dammen är 161 488 m³. Kalkfilterbädden tar in cirka 77 220 m³ under året vilket är 48 % av den totala volymen. Uppskattningsvis mottar kalkfiltret 48

% av den totala volymen vatten och även näringsbelastningen som når dammen under ett år. Av den mängd fosfor som kommer in till dammen, 15 kg fosfor/år, kan belastningen på filtret beräknas vara 6,12 kg/år.



Figur 5.4. Flödena plottade mot hur många dagar som de uppnås under året. Till exempel är flödet under cirka 100 dagar om året lika med eller större än 5,4 l/s. Värdena är från ett fält som ingår i programmet *Observationsfält åkermark* och har beteckningen 2M. (Datavårdskap Jordbruksmark 2015)

Med en reningseffekt på cirka 41 % kan 2,5 kg totalfosfor förväntas avskiljas per år i kalkfilterbädden. Hur mycket fosfor som kan återföras beror på den mängd löst fosfor som bindes till materialet, vilket i sin tur beror på dess koncentration i dräneringsvattnet. Baserat på långtidsstudier av dräneringsvatten runtom i Sverige, se Kapitel 2.2.3, där fosfat i medel tagit upp cirka 50 % av totalfosfor samt att cirka 45 % av fosfatfosfor avskiljs i filterbädden beräknas cirka 1,4 kg kunna fastläggas i filtret och återföras per år. Ett mättat filter⁶ skulle kunna innehålla upp till cirka 20,5 kg fosfor, vilket med samma belastning skulle ta cirka 15 år att uppnå.

⁶ Baserat på Hylander et al (2006) studie där adsorptionen av fosfor av hyttsand från avloppsvatten uppmättes till 0,3 mg fosfor/g material. Med en skrymddensitet på 1100 kg/m³ (Merox 2014), blir adsorptionen 330 g fosfor/m³ material.

5.3 Summering

Den totala belastningen från dräneringsledningarna till föreslagna åtgärder är cirka 2 ton/år och 16 kg/år för kväve respektive fosfor, Tabell 5.4. Den totala reduktionen beräknas till 1,4 % och 20 % för kväve respektive fosfor. Utesluts dräneringsledningen för kalkfilterbädden där ingen kväveavskiljning har beräknats blir kvävereduktionen 8 %. Inverkan på den totala transporten i Höje å är väldigt liten, 0,005 % och 0,03 % för kväve respektive fosfor. Den totala transporten i Höje å har i beräkningarna satts till 640 ton kväve och 10 ton fosfor vilket är medelvärdet för åren 1989-2010. I avskiljningen av fosfor har reningseffekten av dammen som ligger innan kalkfilterbädden inte inkluderats då den fanns där från början och inte innebär någon ny rening av vattnet. Inkluderas dock dammens avskiljning av fosfor, vilket satts till 15 %, blir den totala reduktionen för åtgärderna cirka 29 %.

Störst fosforavskiljning per avvattnad hektar sker i kalkfilterbädden och i fosfordammen, Tabell 5.4. Kväveavskiljningen i produktionsvåtmarken och fosfordammen är ungefär lika. Om motsvarande och proportionellt lika stora åtgärder skulle ta emot förluster från hela jordbruksarean i Höje å avrinningsområde, 19 592 ha, se Tabell 5.2 i Kapitel 5.2, skulle cirka 540 kg, 1760 kg och 1550 kg fosfor för produktionsvåtmarker, fosfordammar respektive kalkfilterbäddar+damms avskiljas per år. Denna reduktion påverkar den totala fosfortransporten i Höje å med 5,4 %, 17,6 % respektive 15,5 %. Anläggning av fosfordammar och kalkfilterbäddar+damms skulle göra en stor skillnad av Höje ås nettobelastning på havet, där den antropogena belastningen från jordbruket står för cirka 23 % av totalbelastningen, se Figur 3.8 i Kapitel 3.2. Motsvarande beräkningar för kväve är 44 ton/år och 58 ton/år för produktionsvåtmarker respektive fosfordammar, vilket reducerar den totala transporten med 6,9 % respektive 9 %. Denna reduktion har inte lika stor effekt på åns nettotransport.

Tabell 5.4. Sammanfattning av åtgärdernas potential i avskiljning av näringsämnen i fallstudien. Värdena i parenteserna motsvarar andelen av belastningen.

	Produktionsvåtmark	Fosfordamm	Kalkfilter + damm
Yta (m ²)	375	180	62 + 6000
Avvattnad areal (ha)	8	4	60
Belastning kväve (kg/år)	238	119	1788
Avskiljning kväve (kg/år)	18,2 (7,6 %)	11,9 (10 %)	-
(kg/(ha avvattnad areal·år))	2,3	3	-
Belastning fosfor (kg/år)	2	1	12,75/15
Avskiljning fosfor (kg/år)	0,22 (11 %)	0,36 (36 %)	2,5 (20 %) + 2,25 (15 %)
(kg/(ha avvattnad areal·år))	0,028	0,09	0,041 + 0,038

Ungefär 1,5 kg kväve och 2 kg fosfor skulle kunna återföras per år i fallstudien, Tabell 5.5. Återföringen når inte upp till den mängd som i genomsnitt förses till en hektar åkermark⁷, vilket är omöjligt då dräneringsvattnet inte innehåller sådana mängder. Det bör påpekas att värdena i Tabell 5.5 ej representerar växttillgänglig mängd näring.

Fosfordammen återför mest fosfor per avvattnad hektar. Den höga siffran beror dock troligen på den grova uppskattningen av att allt som avskiljs återförs med bottensedimentet. Återföringen av fosfor från kalkfiltret per avvattnad hektar är princip lika stor

som för produktionsvåtmarken. Hela belastningen från tillrinningsområdet rinner dock inte igenom kalkfilterbädden, vilket det gör för produktionsvåtmarken. Den mängd fosfor som når kalkfilterbädden, 6,12 kg, motsvarar utlakning från cirka 25 ha, vilket ger ett värde på 0,056 kg fosfor/ha avvattnad areal, vilket är mer än dubbelt så mycket i jämförelse med om hela avvattningsområdet räknas in.

Tabell 5.5. Sammanfattning av åtgärdernas potential i återföring av näringsämnen i fallstudien. För produktionsvåtmarken representerar det lägre värdet återföring av kväve rötrest och det högre gröngödsel. Värdena i parenteserna motsvarar andelen av belastningen.

	Produktionsvåtmark	Fosfordamm	Kalkfilter
Yta (m ²)	375	180	62
Avvattnad areal (ha)	8	4	60
<hr/>			
Belastning kväve (kg/år)	238	119	1788
Återföring kväve (kg/år)	1,3, 1,7 (0,55 %, 0,7 %)	-	-
(kg/(ha avvattnad areal·år))	0,16, 0,2	-	-
<hr/>			
Belastning fosfor (kg/år)	2	1	6,12
Återföring fosfor (kg/år)	0,17 (8,5 %)	0,36 (36 %)	1,4 (23 %)
(kg/(ha avvattnad areal·år))	0,02	0,09	0,023

För att ersätta mineralgödsels fosforgiva⁷, 6,67 kg, behöver kalkfilterbädden vara i bruk i 5 år, förutsatt att all adsorberad fosfor blir växttillgänglig. Det motsvarar cirka 22 ton filter⁶. Filtret är dock långt ifrån mättat då det kan adsorbera cirka 20,5 kg fosfor totalt. Det är bättre att låta hela filtret bli mättat först innan det sprids så att en högre koncentration uppnås. Optimal mättnad erhålls dock sannolikt inte i hela om ens delar av filtret.

Näringen från produktionsvåtmarken motsvarar 1,8 % och 2,5 % av mineralgödselgivan för kväve respektive fosfor för en hektar åkermark. För att förse en hektar åkermark med växttillgängligt kväve och fosfor i form av rötrest som når upp till mineralgödselgivan behövs cirka 3,2 ha respektive 1,5 ha våtmark. Det torde vara mer lämpligt att konstruera större produktionsvåtmarker än den i fallstudien för att få tillbaka mer näring vilket även är mer kostnadseffektivt.

⁷ Baserat på siffror från statistiska centralbyrån [SCB] (2013) där den genomsnittliga tillförseln av kväve och fosfor till jordbruket år 2013 var cirka 107 kg/ha respektive 23 kg/ha. Mineralgödsel stod för 77 % av tillförseln av kväve och 29 % för fosfor, vilket motsvarar 82,39 kg/ha respektive 6,67 kg/ha.

6 Diskussion

Arbetets syfte har varit att undersöka olika vattenvårdsåtgärder som kan tillämpas för att minska näringstillförseln från dräneringsledningar samt för att ta tillvara på den näring som fångas upp. Rapporten bygger primärt på studier av litteratur, vetenskapliga artiklar och resultat från pilotförsök. För att få in praktiska erfarenheter av placering och potential har en fallstudie utförts för en sträcka av Höje å. I detta kapitel görs en samlad diskussion och analys av de olika momenten.

6.1 Åtgärder

I arbetet har produktionsvåtmarker med bladvass, fosfordamm och kalkfilter valts ut för närmare studier. Förutom dessa finns även andra vattenvårdsåtgärder som inte tagits upp i arbetet. Några exempel som också är intressanta att studera närmare för att uppnå en hållbar växtnäringshantering är bevattningsdammar och reglerbar dränering, där kväverikt vatten kan återanvändas, och förbränning av salix där aska innehållande fosfor kan spridas.

6.1.1 Tillvaratagande och återföring av näringsämnen

I vilken form näring kan återföras från de tre undersökta åtgärderna skiljer sig väldigt mycket åt, vilket gör det svårt att direkt jämföra dem sinsemellan, Tabell 6.1. För alla materialen bör provtagning av innehållet tas innan spridning för att säkerställa att det inte förekommer några höga halter av miljöskadliga ämnen.

Mängden näring som kan återföras, koncentrationen av den samt dess växttillgänglighet är viktiga parametrar att hålla reda på. Koncentrationen styr hur mycket material som behöver tillföras för att nå upp till en viss näringsmängd. Om koncentrationen är liten krävs stora mängder material, vilket kan vara orealistiskt att applicera på åkermark. Att återföra en stor mängd näring behöver inte heller vara det bästa, då förmågan att bidra med växttillgängliga näringsämnen är av betydande roll om det skall ses som gödningsmedel.

Tabell 6.1. Summering av åtgärdernas gödningspotential. Grön färg indikerar potential medan gul färg indikerar en osäkerhet.

Åtgärd	Produktionsvåtmark		Fosfordamm	Kalkfilter
	Gröngödsel	Rötrest	Sediment	Filtermaterial
Återföring av kväve	😊	😊	😐	😐
Återföring av fosfor	😊	😊	😊	😊
Stor återcirkulering av belastning	😐	😐	😊	😊
Direkt växttillgänglighet	😐	😊	😐	😐

Spridning av rötrest förefaller vara den mest lovande metoden att använda som gödselmedel, då en stor del av näringen som tagits upp i biomassan blir direkt växttillgänglig, Tabell 6.1. En klar fördel är att rötresten innehåller både kväve och fosfor varför inget extra komplement behövs. Om bladvassen samrötas med andra substrat med ett högre näringsinnehåll kan en näringsrikare rest erhållas. Mindre mängd behöver därmed spridas för att uppnå samma giva.

Vid grüngödsling är inte näringen direkt växttillgänglig som i rötresten utan tillförs under en längre tid då mineralisering av växtmaterialet först måste ske. På grund av bladvassens höga kol-kväve kvot är mineraliseringen långsam och mängden tillgängligt kväve lågt. Att näring tillförs under en längre tid behöver inte vara negativt, dock finns det risk för utlakning då nedbrytning sker när inget upptag sker.

Hur mycket av den näring som belastar produktionsvåtmarken som kan återföras är osäker, vilket diskuteras närmare i slutet av Kapitel 6.2.1.

Av de reningsförsök av dräneringsvatten som gjorts med kalkfilter visar resultaten att en stor del av den lösa fosfor, upp till 50 %, binder till kalkfiltermaterialet. Generella siffror för adsorption av kväve har inte påträffats, men kan nog antas vara låg då avskiljning av fosfor är huvudsyftet med kalkfiltrena. Studier har visat på positiv tillväxt i krukförsök med tillsatt material, ökad fosforhalt i materialtillsatt jord samt att tillgänglig fosfor avges från materialet vid extraktion, vilket visar på gödningspotential. Potentialen varierar dock mellan olika kalkfiltermaterial. Undersökningar av växttillgängligheten av fosfor i filtermaterialen har mestadels utförts i krukförsök och hur och när materialet levererar fosfor till åkermark är inte helt utrett. Bara en studie har påträffats där tillförsel av filtermaterial gjorts i fält på jordbruksmark, vilket inte gav någon påverkan, troligen för att jorden redan innehöll tillräckligt med fosfor. Fler fältförsök vore därmed intressant. Speciellt på åkermark med behov av fosfortillförsel, för att utreda hur effekten är under omständigheter som inte är lika kontrollerade gällande jordegenskaper, grödor och klimat som det är vid krukförsök. Hur långvarig tillförsel av filtermaterial påverkar jordens kemiska och fysiska egenskaper är också en intressant fråga för vidare studier.

I de flesta gödningsförsök med kalkfilter har materialet utsatts för fosforlösning eller avloppsvatten. Bara en studie har påträffats där effekter från filtermaterial utsatt för dräneringsvatten har testats gällande tillväxt av växter. Resultatet visade inte på någon potential vilket enligt studien bland annat kunde bero på att materialet inte var mättat och att försökstiden var för kort. Materialens maximala adsorptionsförmåga vid rening av dräneringsvatten verkar inte helt utrett. Om frigörandet hänger ihop med halten i materialet är maximal adsorption viktig information gällande potentialen som gödningsmedel.

Gällande näringsinnehållet i bottensediment från fosfordammar visar gjorda försök att det är för lågt för att kunna användas som gödsel, utan är mer lämpat som matjord eller som vanlig åkerjord. Sedimentet kan därmed ersätta jord som eroderats bort eller användas där påfyllnad behövs. En stor mängd fosfor kan återföras om all fosfor som avskiljs antas finnas i bottensedimentet. Hur stor andel av det avskiljda kvävet som återfinns i sedimenten har inte undersökts i arbetet.

6.1.2 Anläggande

Tillgång till mark är ofta det största hindret vid vattenvårdsåtgärder generellt och så är också fallet i Höje å. Jordbruksmarken är mycket värdefull och har därmed ett högt pris⁸. Det är därför viktigt med åtgärdernas nytta och effektivitet för att kunna motivera användning av dyrbar mark. Vid genomförande av åtgärder kan det därför diskuteras om en helt ny anläggning skall byggas eller om befintliga anläggningar kan utnyttjas eller

⁸Jonas Johansson, Lund kommun, seminarium 2015-05-28

göras om. Till exempel kan kalkfilterbäddar installeras i kombination med redan anlagda dammar och grundare våtmarker göras om till produktionsvåtmarker.

I arbetet har en avgränsning gjorts att åtgärderna skall rena dräneringsvattnet innan det når huvudfåran. För att hålla ett effektivt och varaktigt jordbruk i Sverige ligger dräneringsledningarna ofta djupt ner, vilket också framkommit vid diskussion med Vought och O. Lacoursière⁹. Dräneringsledningarnas ofta djupa placering i förhållande till marknivå är ett allmänt problem för alla de tre åtgärderna. Ju längre avståndet är från markytan desto mer schaktning behövs för att undvika dämning av systemet, vilket inte är på fråga. Det resulterar i en högre kostnad och även en minskad estetik i landskapet. Detta visade sig även vara fallet i fallstudiens område, se Tabell 5.1 i Kapitel 5.

Förutom svårigheten att hitta optimala mynningar av dräneringsledningarna är ett annat problem att flödet i dem fluktuerar mycket. Detta ger en påverkan på dimensionering av både produktionsvåtmarker och fosfordammar, men framförallt kalkfilterbäddar som endast kan ta ett visst flöde. Då urlakningen är som störst vid högflöden är det en fördel om dimensioneringen är anpassad efter det. En underdimensionering kommer att leda till att rening av vattnet inte blir optimal. Samtidigt ger en överdimensionering en större kostnad och tar mer mark i anspråk, och den fulla kapaciteten utnyttjas endast under enstaka händelser.

I Höje å uppstår regelbundet översvämningar och det behövs därför åtgärder som både ökar åns kapacitet samt fördröjer vattnet. En lösning på detta problem är att konstruera tvåstegsdiken. I kombination med dessa skulle möjligen produktionsvåtmarker kunna anläggas på terrasserna. Tillgång till vatten och näring skulle då komma från både dräneringsvattnet och ån. Underhåll borde vara möjligt om terrassen är tillräckligt bred och om det utförs med amfibiemaskiner. En nackdel är dock att vattnet i ån kan innehålla miljöskadliga ämnen som olja och tungmetaller som härstammar från dagvatten. Detta är inte så lämpligt då upptag av dessa ämnen, med höga halter som resultat, kan försvåra möjligheten att återföra näringen till åkrarna.

Fosfordammar och produktionsvåtmarker har i jämförelse med kalkfilterbädden fördelen att de är mer öppna och därmed även kan ta emot eventuellt rinnande ytvatten från åkermarken innan det når vattendraget. Näringstransport från både ytvatten och dräneringsvatten reduceras därmed. En annan fördel gentemot kalkfilterbäddar är att fosfordammar och produktionsvåtmarker kan ge en ökad biodiversitet genom att skapa nya miljöer åt arter i jordbrukslandskapet. De förlänger även vattnets väg till vattendraget, vilket ökar landskapets retention av vatten. Mängden vatten som når vattendraget minskar också till viss del då det tillåts stanna upp och bilda en vattenspegel där avdunstning kan ske. Vatten tas även upp av vegetationen och kan sedan via transpiration avges till atmosfären.

6.1.3 Underhåll

Viktiga kriterier för vattenvårdsåtgärderna är att de bör vara praktiska att sköta och underhålla för att fungera optimalt samt att näring enkelt skall kunna tas tillvara och utnyttjas. För att ytterligare hålla nere kostnaderna är det bra om lämpliga maskiner finns tillgängliga på plats och inte behöver hyras eller köpas in.

⁹ Lena Vought och Jean O.Lacoursière, möte 2015-03-06

Kalkfilter kan behålla sin funktion i flera år innan materialet behöver bytas ut vilket är praktiskt. Detsamma gäller fosfordammar då skötseln, det vill säga borttagande av sediment, inte heller behöva utföras särskilt ofta men beror förstås på lokala förhållanden. Produktionsvåtmarker kräver däremot mer underhåll då skörd krävs varje år för att ta tillvara på den näring som tagits upp utav bladvassen. Skärs inte vegetationen bort kan näringen återföras till vattnet genom nedbrytning av växtdelar. Trots de tre åtgärdernas varierande behov av skötsel kräver de alla tillsyn med jämna mellanrum. För fosfordammen och produktionsvåtmarken ökar risken för dämning av täckdikessystemet med dålig skötsel då vegetation och sediment kan täppa igen rörmyningar. Kalkfilter behöver också ses över för att se till att reningsförmågan inte försämrats på grund av igen-sättning eller ålder.

Fosfordammar och kalkfilterbäddars material kan tas tillvara på plats, vilket även är fallet för produktionsvåtmarken om bladvassen skall grüngödslas. Skall bladvassen däremot rötas krävs transport till en biogasanläggning. Finns det ingen i närheten kan detta led bli omständligt och dyrt. Förutom transport ingår det flera moment från skörd till spridning av rötrest vilket kan göra det svårt att få produktionsvåtmarken att gå ihop ekonomiskt.

6.2 Fallstudien

I fallstudien ligger dräneringsledningarna i allmänhet på ett djup på minst 1 meter, i huvudfåran ner till cirka 2 meters djup. Längre upp i systemet, i Björnstorpsbäcken, ligger de lite närmare markytan. Åtgärder högre upp i systemet kan därmed vara bättre för att minska anläggningskostnaderna då det krävs mindre schaktning, vilket är där åtgärder föreslås.

Åtgärdernas dimensioner är baserade på medelflödet och mängden reducerad och återförd näring är baserat på arealförlusterna och åtgärdernas avskiljningsförmåga. De värden som beräknats i fallstudien gäller därmed för de aktuella områdena men resultaten kan dock appliceras på större eller mindre tillrinningsområden. Om medelflödet är dubbelt så stort så blir volymen av åtgärderna dubbelt så stora och vice versa. Detsamma gäller för avskiljning och återföring av näring om belastningen ändras, förutom för kväveavskiljningen och näringsåterföringen i produktionsvåtmarken. Kväveavskiljningen i våtmarken beräknas med en modell som inte är linjär mot kvävebelastningen och näringsåterföringen beräknas med fasta värden för bladvassens biomassaproduktion och näringsinnehåll.

6.2.1 Reduktion och återföring av näringsämnen

Näringsbelastningarna i fallstudien är baserat på uträknade arealkoefficienter för jordbruksmark i Höje å avrinningsområde och inte på faktiska koncentrationer och flöden i dräneringsledningarna. Detta blir således schablonvärden och i verkligheten kan högre förluster ske på enskilda fält vilket gör att större avskiljning och återföring kan förväntas, dock inte den relativa retentionen. Åtgärdernas avskiljnings- och återföringsförmågor är baserade på uppmätta värden i andra anläggningar samt litteraturvärden. Användning av fasta värden ger en osäkerhet och resultaten speglar därmed inte exakt vad som kan förväntas i verkligheten, utan ger mer en fingervisning. Näringsinnehållet i materialet är viktigt för dosering vid spridning. För mycket näring kan resultera i utlakning

och för lite i ett underskott. Provtagning bör tas på den aktuella givan, om det så är dammsediment, kalkfilter eller rötrest.

Reduktionen som åtgärderna i fallstudien ger på hela transporten i Höje å är mycket liten, 0,005 % och 0,03 % för kväve respektive fosfor, vilket inte är överraskande då förslagen bara innefattar ett fåtal åtgärder på ett mycket avgränsat område. Flera åtgärder med olika fokus både för åkermark, dräneringsvatten och vattendrag behövs för att ge en större effekt.

Reduktionen för de dräneringsledningarna där åtgärder föreslagits har beräknats till 1,4 % och 20 % för kväve respektive fosfor. Exkluderas belastningen på kalkfilterbädden där kväveavskiljningen ej beräknats uppnås en högre kväveavskiljning, 8 %. Fosfordammen och kalkfilterbädden ger en betydande effekt på fosfortransporten. Kväveavskiljningen är däremot inte lika stor. Kväve tenderar att vara svårare att reducera än fosfor, vilket kan bero på att det i huvudsak utlakas i form av nitrat som lätt rör sig och följer med det rinnande vattnet.

Teoretiskt kan cirka 1,5 kg kväve och 2 kg fosfor återföras från de föreslagna åtgärderna, vilket är litet i förhållande till mängden mineralgödsel som i genomsnitt tillförs en hektar jordbruksmark, 82,39 kg kväve och 6,67 kg fosfor. Det är dock inte så konstigt då all näring som tillförs jordbruket inte utlakas till dräneringsledningarna. Återigen ska det påpekas att den beräknade återförda näringen inte är lika med den växttillgängliga näringen, vilken är mindre. Den återförda mängden kväve från produktionsvåtmarken är mycket låg i förhållande till belastningen, enbart cirka 0,63 %. Andra effektiva tekniker för att fånga upp kväve, som inte har varit huvudfokus i detta arbete, är därför intressanta och nödvändiga för framtida studier inom ämnesområdet.

Det finns generellt en stor osäkerhet gällande återföring av näring från produktionsvåtmarken då näringsinnehållet i bladvassen i beräkningarna inte är kopplade till belastningen utan är ett fast värde för bladvass. Om produktionsvåtmarken görs större i fallstudien skulle en högre skörd kunna uppnås vilket innebär en högre återföring av kväve. Men, med en större våtmark blir dock den specifika ytbelastningen av näringsämnen mindre, vilket minskar avskiljningen och därmed även växtupptaget. Ett bättre samband mellan näringsbelastning i relation till mängden biomassa och näringsinnehåll i bladvassen behövs för att få en mer säker siffra. En annan osäkerhet i beräkningarna är även hur stor andel av näringsbelastningen som går genom kalkfilterbädden samt fördelningen av löst och partikulär fosfor i dräneringsvattnet, vilket bör undersökas på den specifika platsen.

Vid konstruktion av produktionsvåtmark bör den göras större och med ett större tillrinningsområde, inte vid ett mindre dräneringsrör som i fallstudien. Det ger mer biomassa vilket är mer lönsamt för skörd och transport till en biogasanläggning. Att anlägga en mindre produktionsvåtmark för grön gödsling är inte heller motiverbart.

6.3 Dikningsföretag

Förläggs vattenvårdsåtgärden i ett vattendrag, dike eller kulvert som ägs av ett dikningsföretag och vars tillstånd behöver ändras kan en mer komplicerad och dyrare process förväntas med flera berörda parter än om anläggandet skulle utföras på enskild

mark. För att ändra ett tillstånd behövs det en omprövning eller överenskommelse av företaget. Vad som gäller är svårt att avgöra och beror på bedömningar i fall till fall beroende på omfattningen av ändringen. För att citera Lundmark (2015) gällande tillvägagångssätt vid anläggande av åtgärder från en föreläsning kring juridik och markavvattningsföretag: *"man är aldrig så säker, som när man inte vet någonting"*.

En fördel med att förlägga åtgärder högre upp i täckdikessystemet är att ledningarna ofta inte räknas som markavvattning och därmed inte ingår i ett dikningsföretag. Högre upp är flödet inte heller lika stort som i huvudavvattningen och en mindre yta behövs därmed för att reducera hastigheten och kvarhålla vattnet, då ett för högt flöde försämrar reningsprocesserna. En nackdel är dock att inte lika mycket vatten renas då vatten-transporten är mindre än i huvudavvattningen.

7 Slutsats och fortsatta studier

Huvudsyftet med arbetet har varit att undersöka ett antal vattenvårdsåtgärder varifrån näring kan avskiljas från dräneringsvatten och sedan återföras till jordbruket. De studerade åtgärderna har varit produktionsvåtmarker, fosfordammar och kalkfilter. Näring kan återföras från dem alla i varierande grad i form av grüngödsel, rötrest, bottensediment eller kalkfilter.

De i fallstudien föreslagna åtgärderna ger en avskiljning på 8 % och 20 % av kväve respektive fosfor från dräneringsledningarna. Fosfordammen och kalkfilterbädden ger en betydande effekt på fosforavskiljningen. Återföringen är mycket liten, cirka 1,5 kg kväve och 2 kg fosfor per år i jämförelse med vad som i genomsnitt tillförs i form av mineralgödsel till jordbruket, 82,39 kg kväve/ha och 6,67 kg fosfor/ha. I fallstudien är återföringen av kväve inte alls lika stor som för fosfor i förhållande till belastningen, vilket kan bero på en osäkerhet gällande bladvassens biomassa och näringsinnehåll i förhållande till belastningen. För en säkrare slutsats behövs ett bättre samband användas. För framtida studier är det dock intressant med andra mer platseffektiva åtgärder för kväve, till exempel reglerbar dränering.

Resultat från studien visar att flera av materialen från åtgärderna har såväl en låg koncentration av näringsämnen som en osäkerhet i växttillgänglighet i jämförelse med andra gödningsmedel. Bäst potential har rötning av bladvass vilket ger en rest med stor andel tillgänglig näring i form av både fosfor och kväve. Dock krävs flera kostsamma steg i omhändertagandet i jämförelse med de andra åtgärderna och våtmarken bör konstrueras så stor som möjligt, även med grüngödsling som ändamål. Skall produktionsvåtmarken dräneras vid skörd reduceras även lämpliga platser för anläggning. Grüngödsling bidrar också med kväve och fosfor men näringen blir dock först växttillgänglig på längre sikt på grund av långsam mineralisering. Näringsinnehållet i fosfordammens bottensediment kan förväntas motsvara vanlig svensk åkerjord.

Kalkfilterbäddar visar på en god fosforavskiljning, men växttillgängligheten av den adsorberade fosfor i fält är inte helt klarlagt då försök främst har gjorts i krukförsök med relativt mättade filtermaterial, vilket kanske inte kan uppnås vid rening av dräneringsvatten. Fortsatt utveckling av optimala kalkfiltermaterial med hög adsorption och lång livslängd kan göra kalkfilterbäddar till en ännu mer lovande åtgärd för avskiljning och som fosfortillskott.

Vid fallstudiens fältbesök mynnade dräneringsledningar djupare ner i marken vid huvudvattendraget än vad de gjorde högre upp i dräneringssystemet. Åtgärder högre upp i systemet kan därmed vara lämpligt för att minska anläggningskostnaderna då det krävs mindre schaktning. Även risken för att påverka tillståndet av ett dikningsföretag minskar då åtgärden ej utförs i ett dike eller vattendrag som ofta är reglerat. En nackdel är dock lägre flöden, vilket gör att mindre vatten renas.

Resultat från litteraturstudier visar att näringsförluster via dräneringssystemet kan ha mycket stor betydelse på enskilda åkermarker. I det fortsatta miljöarbetet för Höje å föreslås därför att vattenprover från enskilda dräneringsledningar som mynnar ut i ån inkluderas i recipientkontrollen, för att kvantifiera dess bidrag till övergödningen. In-

tressanta platser är där arealförlusterna är stora, vilket framförallt gäller Råbydiket som även har höga koncentrationer av både fosfor och kväve i jämförelse med andra provpunkter. Åtgärder för varje utmynnande dräneringsledning är dock inte realistiskt utan bör prioriteras där störst utlakning sker.

Referenser

- Adam, K., Søvik, A.K, Krogstad, T. (2006). Sorption of phosphorus of Filtrate-P™ - The effect of different scales [Elektronisk]. *Water research*, vol. 40, ss. 1143-1154. Tillgänglig: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004313540600011X> [2015-04-10]
- Allan, J.D & Castillo, M.M. (2007). *Stream Ecology: Structure and function of running waters*. 2. ed. Dordrecht: Springer.
- Bergström, L., Djodjic, F., Kirchmann, H., Nilsson, I., Ulén, B. (2007). *Fosfor från Jordbruksmark till Vatten – tillstånd, flöden och motåtgärder i ett nordiskt perspektiv* [Elektronisk]. SLU (Rapport MAT21 nr 2/2007). Tillgänglig: http://www.vaxteko.nu/html/sll/slu/rapport_mat_21/RMAT07-02/RMAT07-02.PDF [2015-05-25]
- Bergström, L., Linder, J., Andersson, R. (2008). *Fosforförluster från jordbruksmark – vad kan vi göra för att minska problemet?* [Elektronisk]. Jordbruksverket (Jordbruksinformation 27-2008). Tillgänglig: http://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf_jo/jo08_27.pdf [2015-05-25]
- Bioforsk (2008). *Fangdammer for partikkel- og fosforrensing*. [Elektronisk]. Bioforsk (Bioforsk FOKUS, vol.3, nr. 12). Tillgänglig: http://www.bioforsk.no/ikbViewer/Content/38000/Fokus_fangdammer_web.pdf [2015-03-24]
- Blann, K.L., Anderson, J.L., Sands, G.R & Vondracek, B. (1994). Effects of Agricultural Drainage on Aquatic Ecosystems: A Review, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol 39, issue 11, ss. 909-1001.
- Båth, B. (1997) *Gröngödsling och hushållsavfall i frilandsodlade grönsaker* [Elektronisk] Jordbruksverket (Jordbruksinformation 10). Tillgänglig: <http://www.vaxteko.nu/html/sll/sjv/jordbruksinfo/JIN97-10/JIN97-10.HTM> [2015-05-02]
- Börjesson, P (1999). Environmental effects of energy crop cultivation in Sweden-I: Identification and quantification. *Biomass and Bioenergy*, vol.16, ss. 137-154.
- Börling, K (2010). *Dammar som samlar fosfor*. [Elektronisk]. Jordbruksverket (Jordbruksinformation 11-2010). Tillgänglig: http://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf_jo/jo10_11.pdf [2015-03-24]
- Cordell, D., Drangert, J.O., White, S. (2009). The story of phosphorus: Global food security and food for thought [Elektronisk]. *Global Environmental Change*, vol. 19, ss. 292-305. Tillgänglig: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S095937800800099X> [2015-05-06]
- Cucarella Cabañas, V. (2009). *Recycling filter substrates used for phosphorus removal from wastewater as soil amendments*. Diss. Stockholm: KTH Architecture and the build environment.
- Datavårdskap Jordbruksmark (2015) *Databas SLU Jordbruksvatten version 2015:3. Vattenföring 2010*. SLU, Institutionen för mark och miljö. www.slu.se/jordbruksvatten. [2015-05-27]
- Delin, S., Stenberg, B., Nyberg, A., Brohede, L. (2010). *Potentiella mätmetoder för att uppskatta kvävegödslingsvärdet hos organiska gödselmedel*. [Elektronisk]. Institutionen för mark och miljö, SLU (Rapport6). Tillgänglig: http://pub.epsilon.slu.se/5081/1/delin_s_et_al_101020.pdf [2015-05-28]
- Djodjic, F (2001). *Lerjord läcker mycket fosfor – utlakning från enskilda fält kartläggs*. [Elektronisk]. Uppsala: SLU (FAKTA Jordbruk Sammanfattar aktuell forskning, 2001:13). Tillgänglig: <http://www.slu.se/Documents/externwebben/overgripande-slu-dokument/popvet-dok/faktajordbruk/pdf01/Jo01-13.pdf> [2015-04-23]
- Eknert, B. (2004). Jordbruket och kulturlandskapet. I: Bydén, S. (red), *Mark, människa, miljö*. Upplaga 4. Göteborg: University of Gothenburg, ss. 57-75.
- Ekologgruppen (1990). *Höje å landskapsvårdsplan – Ekologgruppen på uppdrag av Höje å vattendragskommitté*. [Elektronisk]. (Miljövårdsenheten, meddelande nr 1990:2) Tillgänglig: <http://www.hojea.se/Hojeaaprojektet-2-2.htm> [2015-05-05]
- Ekologgruppen (2004a). *Höjeåprojektet en renare å – ett rikare landskap, Ekologgruppen på uppdrag av Höje å Vattenvårdsförbund*. [Elektronisk]. (Slutrapport Etapp I-III) Tillgänglig: <http://www.hojea.se/Hojeaaprojektet-2-2.htm> [2015-05-05]
- Ekologgruppen (2004b). *Höjeåprojektet en renare å – ett rikare landskap, Ekologgruppen på uppdrag av Höje å Vattenvårdsförbund* [Elektronisk]. (Projektkatalog Etapp I-III). Tillgänglig: <http://www.hojea.se/Hojeaaprojektet-2-2.htm> [2015-05-05]

- Ekologgruppen (2005). *Rent vatten - Anläggning av våtmarker*. [Elektronisk] Tillgänglig: <http://www.google.com/url?q=http://medlem.a vloppsguiden.se/kunskapsbanken/getattachment.php%3Fda-ta%3DMTgwfGVrb2xvZ2dydXBwZW4ucGRm&sa=U&ei=jAodVbb3BMH2sAHlzYDwAg&ved=0CBQQFjAA&usg=AFQjCNHYXaETATKtWG-e2LSl2KybdcPivg> [2015-04-02]
- Ekologgruppen (2007). *Höje å landskapsvårdsplan 2007, Uppdatering och utveckling av 1990 års plan, Ekologgruppen på uppdrag av Lomma, Lunds och Staffanstorps kommuner*. [Elektronisk]. Tillgänglig: <http://www.hojea.se/Hojeaaprojektet-2-2.htm> [2015-05-05]
- Ekologgruppen (2013). *Höje å Recipientkontroll 2013*. http://www.hojea.se/rapporter/Hoje_a_SRK_2013_arsrapport.pdf [2015-02-06]
- Ekstrand, S., Persson, T., Bergström, R. (2011) *Dikesfilter och dikesdammar – Slutrapport Fas 1* [Elektronisk]. Stockholm: IVL. Tillgänglig: http://www.segea.se/Rapporter/Slutrapport-Dikesfilter-utvidgning_IVL_20140527.pdf [2015-04-06]
- Ekstrand, S., Persson, T. Bergström, R. (2014a). *Slutrapport LOVA-projekt Fosforåtgärder och mätuppföljning i Tullstorpsån* [Elektronisk]. WEREC Water Ecosystem Recovery AB. Tillgänglig: <http://www.tullstorpsan.se/rapporter/rapporter%202014/slutrapport%20LOVA%20fosforatgarderTullstorpsan.pdf> [2015-04-10]
- Ekstrand, S., Persson, T., Bergström, R. (2014b) *Dikesfilter Utvidning – Slutrapport* [Elektronisk]. Stockholm: IVL (IVL Rapport B2001). Tillgänglig: http://www.segea.se/Rapporter/Slutrapport-Dikesfilter-utvidgning_IVL_20140527.pdf[2015-04-06]
- Fetter Jr, C.W. (2014). *Applied Hydrogeology*. 4. Ed. Essex: Pearson Education Limited
- Giller, P.S. & Malmqvist, B. (1998). *The Biology of Streams and Rivers*. Oxford: Oxford University Press.
- Granéli, W (1980). *Energivass : Rapport : Etapp II*. Lund universitet.
- Granéli, W (1990). Standing Crop and Mineral Content of Reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel, in Sweden: Management of Reed Stands to Maximize Harvestable Biomass [Elektronisk] *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica*, vol. 25, ss.291-302. Tillgänglig: <http://link.springer.com/article/10.1007/BF02913030> [2015-04-25]
- Greppa näringen (2012). Rådgivningsmoduler – Dränering. <http://www2.sjv.se/administration/radgivningsmoduler/dranering.4.6a191d7f134d68b48cf80001531.html> [2015-04-29]
- Hagerberg, A., Krook, J. & Reuterskiöld, D. (2004). *Åmansboken: vård, skötsel och restaurering av åar i jordbruksbygd*. Saxån-Braåns vattenvårds-komité.
- Hansson, G. (1991). Odlingsåtgärder mot nitratutlakning. *Seminarier och examensarbeten - Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för växtodlingslära* [Elektronisk], nr. 879. Tillgänglig: http://www.vaxteko.nu/html/sll/slu/semin_vaxtodlingslara/SEV879/SEV879.HTM [2015-02-10]
- Hansson, A (2004a). *God kvävehushållning i ekologiskt lantbruk* [Elektronisk] Jordbruksverket (Ekologisk växtodling, P8:5). Tillgänglig: http://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf_ovrigt/p8_5.pdf [2015-04-05]
- Hansson, A (2004b). *Gröngödsling i ekologisk odling* [Elektronisk] Jordbruksverket (Ekologisk växtodling, J003:8). Tillgänglig: http://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf_ovrigt/p8_10.pdf [2015-04-05]
- Hansson, P.A., Fredriksson, H. (2004). Use of summer harvested common reed (*Phragmites australis*) as nutrient source for organic crop production in Sweden [Elektronisk]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol.102, ss.365-375. Tillgänglig: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880903002871> [2015-04-01]
- Hauge, A (2006). *Fangdamsedimenter på Jæren – undersøkelse av mengden og kvaliteten av sedimentene for å finne effekten av 7 fangdammer på Jæren*. [Elektronisk]. Bioforsk (Rapport, vol.1, 133/06). Tillgänglig: <http://www.bioforsk.no/ikbViewer/Content/26754/133-06.pdf> [2015-03-24]
- Hauge, A (2007). *Fangdamsedimenter på Østlandet – undersøkelse av mengde og kvalitet av sedimenter i fangdammer i Ringsaker, Eidskog, Hobøl og Våler*. [Elektronisk]. Bioforsk (Rapport, 8-2007). Tillgänglig: <http://www.bioforsk.no/ikbViewer/>

- Content/33865/rapport%2008%202007.pdf [2015-03-24]
- Hauge, A., Blankenberg, A-G.B., Hanserud, O.S. (2008). *Evaluering av fangdammer som miljøløstak i SML*. [Elektronisk]. Bioforsk (Bioforsk Rapport, 140/2008). Tillgänglig: http://www.bioforsk.no/ikbViewer/Content/100547/Bioforsk_Rapport_140_%202008.pdf [2015-03-24]
- Hauge, A. (2009). *Nye renseløsninger for fosfor i jordbruksavrenning* [Elektronisk]. I: Fløistad, E & Munthe, K. (red) Bioforsk-konferansen 2009 Mat, vann og klima (ss.) Oslo, Norge 4-5 februari. Tillgänglig: http://www.bioforsk.no/ikbViewer/Content/39044/FOKUS_4-2wb.pdf [2015-04-06]
- Hylander, L.D., Kietlinska, A., Renman, G., Siman, G. (2006) Phosphorus retention in filter materials for wastewater treatment and its subsequent suitability for plant production [Elektronisk]. *Bioresource Technology*, vol,97, ss. 914–921. Tillgänglig: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852405002336> [2015-04-06]
- Hylander, L.D., Simán, G. (2001). Plant availability of phosphorus sorbed to potential wastewater treatment materials [Elektronisk]. *Biology and Fertility of Soils*, vol. 31:1, ss. 42-48. Tillgänglig: <http://link.springer.com/article/10.1007/s003740100369> [2015-05-25]
- Höje å vattenråd (u.å). *Om Höje å*. <http://www.hojea.se/Om-Hoeje-aa.htm> [2015-02-05]
- Johannesson, K., Kynkäänniemi, P. (2012). *Fånga fosfor – Dammar, filter och tvåstegsdiken* [Elektronisk]. Hushållningssällskapet. Tillgänglig: <http://hushallningssallskapet.se/?projekt=fa-ga-fosfor-dammar-filter-och-tvastegsdiken> [2015-04-02]
- Johansson, G & Gustafsson, B. (2006). *Observationsfält på åkermark - Avrinning och växtnäringför-luster för det agrohydrologiska året 2006/07 samt en långtidsöversikt* [Elektronisk]. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet (Teknisk rapport 107). Tillgänglig: <http://www.divaportal.se/smash/get/diva2:657893/FULLTEXT01.pdf> FULLTEXT01.pdf [2015-04-07]
- Johnsson, B (1997). Fosfor i växten och marken [Elektronisk]. *Växtpressen*, vol. 4, ss. 12-13. Tillgänglig: http://www.vaxteko.nu/html/sll/hydro_agri/vaxtpressen/VPN97-4/VPN97-4.PDF [2015-03-16]
- Johansson, L., Hylander, L.D., Renman, G. (1999). Små avlopp för kretslopp – Soprtion till reaktiva filter. *Vatten*, nr.3, ss. 173-179.
- Jordbruksverket (1996). *Läggningsanvisningar för jordbruks och vägdränering*. [Elektronisk]. Jordbruksverket. Tillgänglig: <http://www.jordbruksverket.se/download/18.31272047121541f6c33800033/1370040772072/L%25C3%25A4gggningsanvisningar.pdf> [2015-02-26]
- Jordbruksverket (2012). *Jordbruket och vattenkvaliteten - Kunskapsunderlag om åtgärder*. [Elektronisk]. (Rapport 2012:22). Tillgänglig: <http://webbutiken.jordbruksverket.se/sv/artiklar/jordbruket-och-vattenkvaliteten-kunskapsunderlag-om-atgarder.html> [2015-03-24]
- Jordbruksverket (2013). *Jordbruket och övergödningen av havet*. <http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/miljoklimat/ingenovergodning/jordbruketochovergodningen.4.4b00b7db11efe58e66b80001608.html> [2015-02-06]
- Jordbruksverket (2014a). Markavvattning och dagvatten. <http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/odling/draneringochbevatning/markavvattningochdagvatten.4.7a446fa211f3c824a0e8000171076.html> [2015-02-19]
- Jordbruksverket (2014b). *Försäljning av mineralgödsel 2012/13* [Elektronisk]. Jordbruksverket (Statistik från Jordbruksverket, Statistikrapport 2014:05). Tillgänglig: http://www.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/Amnesomraden/Statistik,%20fakta/Annan%20statistik/Statistikrapport/Statistikrapport2014_05/201405..pdf [2015-05-08]
- Kindvall, T. (1999). *Strukturkalkning på lerjordar-effekter på markstruktur och sockerbetsskörd*. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet. (Examensarbete inom Institutionen för markvetenskap. Lantbrukets hydroteknik)
- Kjellquist, T (1993). Kväve, marken och dess processer [Elektronisk]. *Växtpressen*, vol.1. Tillgänglig: http://www.vaxteko.nu/html/sll/hydro_agri/vaxtpressen/VPN93-1/VPN93-1C.HTM [2015-04-13]
- Kvarnemo, L. (1983). *Täckdikning*. 1 .ed. Stockholm: LTs förlag.

- Kvarnström, M.E., Morel, C.A.L., Krogstad, T. (2004). Plant-availability of phosphorus in filter substrates derived from small-scale wastewater treatment systems. *Ecological Engineering* [Elektronisk], vol.22, ss.1-15. Tillgänglig: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857404000060> [2015-03-25]
- Kynkäenniemi, P., Ulén, B., Torstensson, G., Tonderski, K.S (2013). Phosphorus retention in a newly constructed wetland receiving agricultural tile drainage water [Elektronisk]. *Journal of Environmental Quality*, vol. 42(2), ss.596-605. Tillgänglig: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23673852> [2015-04-05]
- Kynkäenniemi, P (2014). *Small Wetlands Designed for Phosphorus Retention in Swedish Agricultural Areas- Efficiency Variations during the First Years after Construction*. Diss. Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Kynkäenniemi, P (2015) *Fosfordammar - Funktion och utformning* [Power-Point presentation]. Ingarö: Länsstyrelsen Stockholms län.
- Lantbrukarnas riksförbund [LRF] (2014). *Äga och förvalta diken och andra vattenanläggningar i jordbrukslandskapet*. LRF 2014.
- Larsson, T. (2012). ANSVAR OCH DELAKTIGHET för vattenavledning i Höje å huvudfåra och Önnepåsbäcken [Elektronisk]. Jordbruksverket Vattenenheten. Tillgänglig: http://www.hojea.se/rapporter/HVR_Hoje_aa_Ansvar_delaktighet_vattenavledning.pdf [2015-02-16]
- Larsson, T., de Maré, L., Lindmark, P., Rangsjö, C.J. & Johansson, T. (2013) *Jordbrukets markavvattningsanläggningar i ett nytt klimat*. Jordbruksverket (Rapport, 2013:14).
- Linder, J (2010). Biogas – nya substrat från havet Effekter på näringsflöden och klimat [Elektronisk]. Biotal (Rapport). Tillgänglig: <http://www.rfkl.se/sv/Rapporter/Rapporter--Trycksaker2/>[2015-04-09]
- Lundberg, M & Wellander, J (2010). *Praktiska råd från greppa näringen, Undvik markpackning* [Elektronisk]. Greppa Näringens Praktiska Råd nr 14:1. Tillgänglig: http://www.greppa.nu/download/18.84b1402123cbbb742680008835/1370096828213/PrR_14-1_markpack_090918.pdf [2015-02-09]
- Lundmark, M (2015) *Vad får du göra i ditt vatten?* [Power-Point presentation]. Ingarö: Länsstyrelsen Stockholms län.
- Länsstyrelsen Skåne (2010). *Transporter av fosfor och kväve från skånska vattendrag, Tillstånd och trender till och med 2008* [Elektronisk]. Länsstyrelsen i Skåne (Länsstyrelserapport 2010:11) Tillgänglig: http://www.lansstyrelsen.se/skane/SiteCollectionDocuments/sv/publikationer/2010/TransporteravNochP_tillskanskvattendrag_2010.pdf [2015-02-16]
- Länsstyrelsen Skåne (2013). *Slutbedömningar för skånska delmål inom miljömålssystemet- Bedömning av målpuffyllelse för befintliga mål juni 2013* [Elektronisk]. Tillgänglig: <http://www.lansstyrelsen.se/skane/SiteCollectionDocuments/Sv/miljo-och-klimat/miljomal/miljomalsuppfoljning/SlutbedomningarDelmal2013.pdf> [2015-02-13].
- Mamolos, A.P., Nikolaidou, A.E., Pavlatou-Ve, A.K., Kostopoulou, S.K., Kalburtji, K.L. (2011) Ecological Threats and Agricultural Opportunities of the Aquatic Cane-Like Grass *Phragmites australis* in Wetlands [Elektronisk] *Sustainable Agriculture Reviews*, vol. 7, ss. 251-275. Tillgänglig: http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-007-1521-9_9 [2015-04-09]
- Marktorp, J. (2013). Kunskapsöversikt för kulturmiljö och vattenförvaltning Höje Å avrinningsområde 90/91 och kustområde 91/92. [Elektronisk] Tillgänglig: <http://www.vattenmyndigheterna.se/SiteCollectionDocuments/sv/sodra-ostersjon/Projekt/Kulturmiljooversikter/Hoje%20a/hojea.pdf> [2015-02-16]
- Marmolin, C (2009). *Våtmarkssediment – resurs eller risk för samhället* [Elektronisk] Hushållningssällskapet Skaraborg (Rapport 2/09) Tillgänglig: http://www.vaxteko.nu/html/sll/hs_r_lan/hs_rapport/HRR09-02/HRR09-02.PDF [2015-04-27]
- Merox (2014). *Produkterna – Hyttsand*. <http://www.merox.se/index.pl/hyttsand2> [2015-05-08]
- Naturvårdsingenjörerna AB (2011). *Produktionsvåtmark för framställning av biogas* [Elektronisk]. På uppdrag av Trelleborgs kommun, Miljöförvaltning. Tillgänglig: <http://www.tullstorpsan.se/bilder/Biogas%20projektplan%20Assartorp.pdf> [2015-04-01]

- Naturvårdsverket (1999). *Bedömningsgrunder för miljö kvaliteten: sjöar och vattendrag*. Stockholm: Naturvårdsverket (Rapport 4913).
- Naturvårdsverket (2007). *Omprovning av vattenverksamhet* [Elektronisk]. Naturvårdsverket (Fakta 8287) Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/Om-Naturvardsverket/Publikationer/ISBN/8200/91-620-8287-6/> [2015-02-19]
- Naturvårdsverket (2009). *Markavvattning och rensning Handbok för tillämpningen av bestämmelserna i 11 kap. miljöbalken* [Elektronisk]. Bromma: Naturvårdsverket (Handbok 2009:5) Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/Om-Naturvardsverket/Publikationer/ISBN/0100/978-91-620-0163-6/> [2015-02-19]
- Naturvårdsverket (2012). *Biogas ur gödsel, avfall och restprodukter - Goda svenska exempel* [Elektronisk]. Bromma: Naturvårdsverket (Rapport 6518). Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/978-91-620-6518-8> [2015-04-09]
- Naturvårdsverket (2014a). *Miljömålen- Ingen övergödning, Regionala miljömål Skåne län*. <http://www.miljomal.se/Miljomalen/Regionala/Regionalt/?eqo=7&t=La n&l=12> [2015-02-13]
- Naturvårdsverket (2014b). *Lättlösliga former av fosfor och kalium i åkermark*. <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Miljoovervakning/Bedomningsgrunder/Odlingslandskap/Akermarkens-kvalitet/Lattlosliga-former-av-fosfor-och-kalium/> [2015-04-08]
- Peltomaa, R. (2001). *Skötsel av täckdiken* [Elektronisk] Helsingfors: Dräneringscentralen RF (Medlemspublikation, 2/01) Tillgänglig: <http://www.salaoyajydistys.fi/pdf/kpopasR.pdf> [2015-02-24]
- Regeringen (2014). *Vattenverksamhetsutredningens slutbetänkande överlämnat till regeringen*. <http://www.regeringen.se/sb/d/18742/a/241747> [2015-05-25]
- Ritzema, H.P. (1994). *Drainage Principles and Applications*. 2. ed. Wageningen: International Institute for Land Reclamation and Improvement.
- Robinson, M. (1990). *Impact of Improved Land Drainage on River Flows*. Wallingford: Institute of Hydrology (Report No. 113).
- SCB (2013). *Gödselmedel i jordbruket 2012/13 Mineral- och stallgödsel till olika grödor samt hantering och lagring av stallgödsel* [Elektronisk] Sveriges officiella statistik (Statistiska meddelanden MI 30 SM 1402) Tillgänglig: http://www.scb.se/Statistik/MI/MI1001/2012B13/MI1001_2012B13_SM_MI30SM1402.pdf [2015-04-27]
- SLU (2015). *Data - Sjöar och Vattendrag, Extern data, SRK (samordnad recipientkontroll), Höje å vattendrag, Trolleberg*. [http://info1.ma.slu.se/max/www_max.acgi\\$Project?ID=Intro&pID=111](http://info1.ma.slu.se/max/www_max.acgi$Project?ID=Intro&pID=111) [2015-02-23]
- SMED (2007). *Data PLC5*. <http://www.smed.se/vatten/data/plc5> [2015-02-23]
- SMED (2008). *Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2006 Sveriges underlag till HELCOMs femte Pollution Load Compilation* [Elektronisk] Naturvårdsverket (Rapport 5815) Tillgänglig: http://www.naturvardsverket.se/Nerladdningssida/?fileType=pdf&downloadUrl=/documents/publikationer/620-5815-9_del1.pdf [2015-02-23]
- SMHI (2002). *Avrinningen i Sverige*. <http://www.smhi.se/publikationer/avrinningen-i-sverige-1.6352> [2015-04-13]
- SMHI (2015). *SMHI - Vattenwebb*. <http://vattenwebb.smhi.se/> [2015-06-03]
- SOU 2014:35. *Slutbetänkande av Vattenverksamhetsutredningen. I vått och torrt - förslag till ändrade vattenrättsliga regler*. Stockholm: Fritzes
- Spaling, H & Smit, B. (1994). *A conceptual model of cumulative environmental effects of agricultural land drainage. Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol.31, issue 2, ss.99-108.
- Steineck, S., Gustafson, A., Richert Stintzing, A., Salomon, E., Myrbeck, Å., Albihn, A., Sundberg, M., (2000). *Växtnäring i kretslopp*. Uppsala: SLU Kontak 11.
- Ståhl-Delbanco, A., Persson, P (2005). *Reningseffekt mot kostnadseffektivitet i anlagda våtmarker* [Elektronisk]. *Vatten*, nr.61, ss. 257-264. Tillgänglig: <http://www.tidskriftenvatten.se/article.asp?articleID=2374> [2015-04-02]
- Svensson, C. (2010). *Kompendium i Teknisk Geologi AK*. Lund: KFS i Lund AB.
- Svensson, J.M., Strand, J., Sahlén, G., Weisner, S. (2004) *Rikare mångfald och mindre kväve -*

- Utvärdering av våtmarker skapade med stöd av lokala investeringsprogram och landsbygdsutvecklingsstöd [Elektronisk]. Naturvårdsverket (Rapport 5362). Tillgänglig: <http://hh.diva-portal.org/smash/get/diva2:239074/FULLTEXT01.pdf> [2015-04-09]
- Theil-Nielsen, J., Persson, P., Kamp Nielsen, L. (2005). *RENT VAND – Helt enkelt! - En håndbog med mange gode metoder og ideer der kan hjælpe os med at få rent vand*. Helsingborg : Miljönämnden.
- Tonderski, K., Weisner, S., Landin., Oscarsson, H. (2002). *Våtmarksboken : skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker*. VÄSTRA Rapport:3. Göteborg: Vattenstrategiska forskningsprogrammet.
- Ulén, B. (2002). *Svävande partiklar för fosfor till havet* [Elektronisk]. Uppsala: SLU (FAKTA Jordbruk Sammanfattar aktuell forskning, 2002:6). Tillgänglig: <http://www.slu.se/Documents/externwebben/overgripande-slu-dokument/popvetdok/faktajordbruk/pdf02/Jo02-06.pdf> [2015-02-10]
- Ulén, B (2005). *Fosforförluster från mark till vatten*. [Elektronisk]. Havs och vattenmyndigheten (Rapport 5507, 2005) Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/Om-Naturvardsverket/Publikationer/ISBN/5500/91-620-5507-0/> [2015-02-11]
- Ulén, B., Brömssen, C. van., Johansson, G., Torstensson, G & Stjernman Forsberg, L. (2012). Trends in nutrient concentrations in drainage water from single fields under ordinary cultivation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 151, ss. 61-69.
- Va Syd (2013). Källby avloppsreningsverk Lund – Miljörapport enligt miljöbalken för år 2013 [Elektronisk]. (Miljörapport, version 1). Tillgänglig: <http://www.vasyd.se/Artiklar/Avlopp/Kallby-avloppsreningsverk> [2015-03-26]
- Vought, L., Dahl, J., Pedersen, C.L & Lacoursière, J.O. (1994). Nutrient retention en riparian ecotones, *Ambio*, vol. 23, nr.6. ss. 342.348.
- Werec (u.å). Enckilsa avlopp. <http://www.werec.se/enskilda-avlopp/> [2015-04-14]
- Wesström, I. (2002). *Reglerad dränering – mindre kvävebelastning och högre skörd* [Elektronisk]. Uppsala: SLU (FAKTA Jordbruk Sammanfattar aktuell forskning, 2002:13) Tillgänglig: <http://www.slu.se/Documents/externwebben/overgripande-slu-dokument/popvetdok/faktajordbruk/pdf02/Jo02-13.pdf> [2015-02-10]