



CHALMERS
UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

Övergödningen av sjön Anten

- en underlagsrapport för Alingsås kommun

Kandidatarbete inom Väg- och Vattenbyggnad

WIKTOR ERIKSSON
AXEL GRAHNSTRÖM
PHILIP LEJONBÄCK
AGNES SÖDERLUND
PIA ÅLLENBERG

Abstract

Anten is a eutrophicated lake located in Alingsås municipality. It has been previously confirmed that the eutrophication is based primarily on the nutrient leakage from surrounding agriculture and individual sewage treatment. The report aims to be foundational material for the work against eutrophication in the lake with respect to the nutrient phosphorous, as it is the limiting growth factor in lakes. The foundational material aims to examine the role of two additional sources of phosphorous leakage that can contribute to the eutrophication in Anten; floods and the mobile phosphorous in the sediment. The report also discusses and evaluates steps for reducing the leakage of phosphorous from individual sewage treatment, agriculture and sediment.

The water levels during peak annual streamflow in Mellbyån were approximated using field measurements. The levels were used by the GIS-unit in Alingsås for modelling the resulting flooded area. The extent of the phosphorous leakage from the approximated area indicates that floods play a noticeable role relative to other sources. The evaluation of the sediment's potential contribution of phosphorous to the water was made based on a field measurement with succeeding phosphorous fractionation, which gives a measurement of the allotment of mobile phosphorous. The analysis was made at the Erkenlaboratory in Norrtälje and at the WET-laboratory at Chalmers. The directly soluble phosphorous constituted a part as small as 0.2 – 0.6 % of the total phosphorous content in the sediment. The total allotment of mobile phosphorous in the sediment at 19 %, together with the lake's actual environment, is assessed as not contributing significantly to the eutrophication of the lake.

In order to examine the possibility of solving the high nutrient influx to Anten with a constructed wetland a calculation was made to determine the area required. The results showed that the action would be an all too ineffective solution relative to the costs and the size that would be required.

A sustainable strategy in the work against eutrophication is judged to be to battle the phosphorous leakage close to the source. To connect households with individual sewage treatment in the area around Anten's affluents to the municipal sewer network would reduce the phosphorous contribution to the lake. A subvention of the connection setup cost would reduce the economic incentive that often determines the choice of sewage treatment solution. Two-stage ditches, as a direct action in agriculture, are judged to be a good solution as they have shown to both reduce the nutrient leakage as well as to give a certain protection against floods. The implementations of buffer strips are also judged to be a successful action in the area. An open dialog between the local population and authority is a condition to succeed in realizing desirable changes against eutrophication around Anten.

Keywords: Eutrophication, phosphorus, agriculture, sediment, flooding, individual sewage treatment

Sammanfattning

Anten är en övergödd sjö belägen i Alingsås kommun. Det har tidigare fastställts att övergödningen främst grundar sig i näringsläckaget från kringliggande jordbruk och enskilda avlopp. Rapporten syftar till att vara ett underlag för arbetet mot övergödningen i sjön med avseende på näringsämnet fosfor, då detta är den begränsande tillväxtfaktorn i sjöar. Underlaget ämnar undersöka rollen av två ytterligare fosforläckagekällor som kan bidra till övergödningen i Anten, översvämningar och den rörliga fosfor i sedimentet. Rapporten behandlar och utvärderar även åtgärder för att minska läckaget av fosfor från enskilda avlopp, jordbruk och sediment.

Utifrån fältmätningar uppskattades Mellbyåns vattennivåer vid det högsta årsflödet. Nivåerna användes av GIS-enheten i Alingsås för en modellering av det medförande översvämmande området. Omfattningen av fosforläckaget från det uppskattade området tyder på att översvämningar spelar en märkbar roll i förhållande till andra källor. Bedömningen av sedimentets potentiella bidrag av fosfor till vattnet gjordes utifrån en fältprovtagning med efterföljande fosforfraktionering, som ger ett mått på andelen rörlig fosfor. Analysen genomfördes på Erkenlaboratoriet i Norrtälje samt på WET-laboratoriet på Chalmers. Den direkt lösliga fosfor utgjorde en så liten del som 0,2 - 0,6 % av det totala fosforinnehållet i sedimentet. Den totala andelen mobil fosfor i sedimentet på 19 % bedöms, tillsammans med sjöns aktuella miljö, inte utgöra ett betydande bidrag till övergödningen av sjön.

För att undersöka möjligheten att lösa den höga näringstillförseln till Anten med anläggning av en våtmark gjordes en beräkning på storleken som skulle krävas. Resultaten visade att insatsen skulle vara en alltför ineffektiv lösning i förhållande till de kostnader och den storlek som skulle krävas.

En hållbar strategi i arbetet mot övergödning bedöms vara att angripa fosforläckaget nära källan. Att hushåll med enskilda avlopp i området kring Antens flödeskällor ansluts till det kommunala avloppsnätet skulle minska fosforbidraget till sjön. En subventionering av anslutningsavgiften skulle minska det ekonomiska incitamentet som oftast ligger bakom valet av avloppslösning. Inom jordbruk bedöms tvåstegsdiken som en direkt åtgärd vara en bra lösning då de både visat minska näringsämnesläckaget och ge ett visst skydd mot översvämningar. Även upprättandet av skyddszoner anses vara en lämplig åtgärd i området. En öppen dialog mellan lokalbefolkning och myndighet är en förutsättning för att lyckas genomföra önskvärda förändringar mot övergödning kring Anten.

Nyckelord: Övergödning, eutrofiering, fosfor, jordbruk, sediment, översvämning, enskilda avlopp

Innehållsförteckning

1. Inledning	1
1.1 Bakgrund	1
1.2 Syfte	2
1.3 Avgränsningar	2
1.4 Metod.....	3
2. Teoretiskt underlag	4
2.1 Anten och dess nordliga tillrinningsområden.....	4
2.2 Övergödning.....	5
2.2.1 Konsekvenser av övergödning.....	5
2.2.2 Fosfor som näringsämne.....	5
2.3 Enskilda avlopp – anläggning och bestämmelser	6
2.3.1 Slamavskiljning.....	7
2.3.2 Infiltration.....	7
2.3.3 Markbädd.....	8
2.3.4 Lagar och bestämmelser för enskilda avlopp	8
2.3.5 Enskilda avlopp i Alingsås	9
2.4 Näringsläckage och bestämmelser i jordbruket	9
2.4.2 Åtgärdsprogrammet.....	9
2.4.3 Lagstiftning och bestämmelser	10
2.4.4 Ekonomisk ersättning – Jordbrukarstöd och Landsbygdsprogrammet.....	12
2.4.5 Rådgivning och information kring hållbart brukande.....	14
2.5 Nederbörd och översvämningar kring Mellbyån.....	15
2.6 Bottensedimentet i sjöar	16
2.6.1 Fosforläckage från sediment.....	16
2.6.2 Fosforfraktionering.....	17
2.6.3 Provtagning.....	17
2.7 Våtmarker	18
2.7.1 Fosforretention i våtmarker	18
2.7.2 Utformning av dammar	20
2.7.3 Skötsel av dammar.....	21

2.7.4 Effektiviteten i Sveriges första fosfordamm.....	21
2.7.5 Utformning av skyddszoner.....	22
2.7.6 Skötsel av skyddszoner.....	23
2.7.7 Effektivitet i skyddszoner.....	23
3. Litteraturstudie av åtgärder mot eutrofiering.....	24
3.1 Åtgärder för minskade utsläpp från enskilda avlopp	24
3.1.1 Åtgärder i hushåll med enskilda avlopp.....	24
3.2 Åtgärder inom jordbruk mot fosforläckage.....	25
3.2.1 Anlägga en fosfordamm.....	25
3.2.2 Anlägga en skyddszon.....	26
3.2.3 Förbättrad dränering med kalkinblandning i återfyllnaden	27
3.2.4 Strukturkalkning av åkermarken.....	27
3.2.5 Dikets utformning.....	27
3.2.6 Anläggning av tvåstegsdiken	28
3.2.7 Anläggning av fosforfilter	28
3.2.8 Ändrade jordbruksmetoder.....	29
3.3 Åtgärder mot den sedimentbundna fosfor	29
3.3.1 Användning av flockningsmedel	29
3.3.2 Muddring.....	29
3.3.3 Syresättning av botten	29
3.3.4 Reduktionsfiske mot karpfisk	30
4. Metod för de praktiska momenten.....	31
4.1 Översvämningsberäkningar för Mellbyån	31
4.1.1 Metodik för kanalströmning	31
4.1.2 Fältmätningar av vattenhastighet och vattendjup samt kartanalys	32
4.1.3 Vattennivåberäkning.....	33
4.1.4 Fosfortransportsberäkning.....	33
4.1.5 Jämförelse	34
4.2 Sedimentanalys.....	34
4.2.1 Sedimentprovtagning.....	34
4.2.2 Utförande av fosforfraktionering.....	35

4.2.3 Mätning, beräkning och jämförelse	36
4.3 Beräkning av våtmarksareal.....	36
5. Resultat	38
5.1 Översvämningsresultat	38
5.2 Resultat av Sedimentanalys	39
5.3 Resultat av våtmarksarealsbehovet.....	39
6. Utvärdering av resultat.....	41
6.1 Utvärdering av det framtagna fosforbidraget från översvämningar.....	41
6.2 Utvärdering av metod och resultat från fosforfraktionering	41
6.3 Utvärdering av omfattning och effektivitet i våtmarker vid Mellbyån.....	43
7. Diskussion	44
8. Slutsats.....	49
Källförteckning	50
Bilaga 1 – Data för sedimentresultat	
Bilaga 2 - Laborationsmanual	
Bilaga 3 - Data och beräkningar för sedimentanalysen	
Bilaga 4 – Översvämmat område	
Bilaga 5 - Inventering av enskilda avlopp	
Bilaga 6 – Skisser på sektioner i Mellbyån	
Bilaga 7 – MATLAB kod	

1. Inledning

I Sverige har utsläpp av kväve och fosfor orsakade av mänsklig aktivitet fått pågå under en längre tid. Näringsämnen från jordbruksgödsling, avlopp, kreatur och industrier har fått läcka direkt ut i närliggande vattendrag. Detta uppmärksammades först under sent 60-tal varpå de första miljölagarna instiftades som ställde krav på verksamheter med utsläpp i vatten (Sveriges Riksdag, 1969).

Sedan införandet av miljölagar har framsteg gjorts för att minska näringsutsläppen från industrier, jordbruk och avlopp. Inom jordbruk har både djurtätheten och arealen brukad åkermark minskat under de senaste 30 åren. På grund utav detta tillsammans med att grödor med längre växtsäsong används i större utsträckning har näringsläckaget minskat under de senaste tre decennierna (Fölster m.fl., 2012). Trots dessa förändringar finns det fortfarande många vattendrag i Sverige som har höga halter av kväve och fosfor vilket resulterat i övergödning, även benämnt eutrofiering, av sjöar.

Sjöar och dammar är naturliga reningssystem (Nyman, 1996). Vid ökat tillflöde av näringsämnen höjs den interna fosforbelastningen på sjön och vid en viss koncentration, som är individuell för varje sjö, hotas den naturliga reningfunktionen med övergödning som följd (Nyman, 1996).

I följande rapport presenteras möjliga åtgärder mot övergödningen av Anten samt studier av två icke tidigare dokumenterade faktorer som kan bidra till ökad fosforkoncentration i vattnet; sedimentläckage och översvämningar. I rapporten redogörs även för de största källorna av fosfor till Anten, jordbruk och enskilda avlopp (Andersson m.fl., 2013)

1.1 Bakgrund

En av de sjöar där belastningen har blivit så stor att det lett till eutrofiering är sjön Anten i Alingsås kommun (Länstyrelsen, 2013). Via dess tillflöden har mycket näring under en längre tid (Nyman, 1996) transporterats från kringliggande jordbruk och enskilda avlopp (Andersson m.fl., 2013).

Sjöns största tillflöde, Mellbyån, har ett varierande flöde och tenderar att svämmas över. Översvämningar kommer troligen ske allt oftare då nederbörden och antalet nederbördsdagar i Sverige väntas öka i framtiden (SMHI, 2009c). Området kring ån består till mestadels av åkermark som vid höga vattenstånd hamnar under vatten vilket drar med sig fosfor från den näringsrika matjorden ner till sjön (Pant m.fl., 2002). En del av näringsämnena som transporteras till Anten sedimenterar och lagras i sjöns bottensediment (Nyman, 1996).

I en nationell satsning för att säkerställa en bra ekologisk miljö har det upprättats ett miljökvalitetsmål¹ benämnt *Ingen övergödning* (Naturvårdsverket, 2014b). Målet syftar

¹ Miljökvalitetsmålen är 16 framtagna mål satta till 2020 som tagits fram av riksdagen för att underlätta och ge en tydlig struktur för miljöarbetet.

till att svenska sjöar och vattendrag ska uppnå minst *god status* enligt förordningen (2004:660) rörande kvaliteten på vattenmiljön.

Den övergödda sjön Anten, i Alingsås kommun, har tillrinningskällor som är förorenade av jordbruk och avloppsvatten. Detta har lett till att sjöns ekologiska status klassats som *måttlig* (Länsstyrelsen, 2013) enligt EU:s *ramdirektiv för vatten*². *Måttlig* ekologisk status ligger i mitten av den femgradiga klassificeringen utav ytvattens kvalitet utifrån biologisk, fysikalisk-kemisk och *hydromorfologisk*³ grund. Vattnet från Anten transporteras till Säveån som förenar ett stort vattennät och är en del av Göta älvs huvudavrinningsområde (Göta älvs VVF, 2011).

Rapporten är inspirerad av ett kandidatarbete från 2013 av Andersson med flera där bidraget till övergödningen från jordbruk, enskilda avlopp och reningsverk utvärderades. Där dock både studier av påverkan från översvämningar och sjöns sediment samt en djupare åtgärdsstudie inte behandlas.

1.2 Syfte

Rapporten syftar till att visa om och hur Antens sediment och översvämningar i Mellbyån (mellan tätorten Sollebrunn och åns utlopp i sjön) bidrar till övergödningen av sjön. Rapporten ämnar även redogöra för olika åtgärder mot övergödning baserade på källorna enskilda avlopp, jordbruk och sediment som bidrar med fosfor till Antens vatten. Avsikten med sammanställningen av jordbruksåtgärder är att underlätta valet av insats för jordbrukare med intresse för att minska fosforläckaget. Syftet är att åtgärderna i jordbruket ska kunna gynna både den enskilda jordbrukaren och Anten. Åtgärderna för enskilda avlopp ämnar beröra hur enskilda hushåll har möjlighet att bidra till en förbättrad situation i sjön medan sedimentåtgärderna riktar sig till Alingsås kommun. Hela rapporten syftar till att vara ett underlag för Alingsås kommun vid ett fortsatt arbete mot övergödningen av Anten.

1.3 Avgränsningar

Genomgående har rapporten behandlat frågor som är av direkt relevans för en förbättrad vattenkvalité i sjön Anten och dess nordliga tillflöde från Mellbyån. Rapporten fokuserar på övergödningen av Anten och behandlar enbart näringsämnet fosfor då detta är den begränsade tillväxtfaktorn i sjöar (Naturvårdsverket, 2008).

I litteraturstudien har grundläggande bakgrundsfakta behandlats för att öka förståelsen kring rapportens utredande delar. Materialet är framtaget med utgångspunkt i de av Andersson m.fl. (2013) fastställda antropogena⁴ fosforkällorna jordbruk och enskilda avlopp som ligger till grund för Antens eutrofiering. Utöver detta har lagar och bestämmelser för ovan nämnda verksamheter tagits upp i den omfattning som bedömts behövas för en helhetsbild och förståelse av problematiken inom jordbruk och enskilda avlopp. De våtmarkstyper som är intressanta för

² EUs *ramdirektiv för vatten* syftar till långsiktig hållbar förvaltning av vattenresurser. (EUROPA, 2010).

³ "Kvalitetsfaktor som beskriver fysiska förändringar avseende kontinuitet, morfologi och hydrologisk regim som kan leda till ändrade livsbetingelser för såväl vattenlevande som landlevande organismer i eller i närheten av vattenförekomster." (Vattenmyndigheten i Bottenhavets vattendistrikt, 2010)

⁴ Antropogen- av människan påverkat, orsakat eller skapat

fosforretention⁵ har även studerats och behandlats i litteraturstudien. Här har fokus legat på de faktorer som påverkar våtmarkers upptagningsförmåga av fosfor.

Bakgrunden till urvalet av undersökta fosforkällor är att studier av dessa inte tidigare gjorts men anses relevanta i frågan för fortsatt arbete mot övergödningen av Anten. Fosforurlakning från en teoretisk översvämning har undersökts inom ett begränsat område mellan Mellbyåns utflöde i Anten och cirka 3 km uppströms Mellbyån. Åtgärder mot översvämningar behandlas inte eftersom de ofta hamnar i konflikt med ökad fosforretention. Sedimentprovtagningen innefattar tre prover på 13 meters djup i Antens norra del. Fosforfraktioneringen utfördes i begränsad utsträckning för att endast påvisa de lösliga fraktionerna av fosfor.

I rapporten har det i begränsad mån tagits hänsyn till kostnader för olika insatser då detta ofta skiljer sig på grund av olika förutsättningar i det enskilda fallet. Effektiviteten av olika åtgärder behandlas utifrån befintliga studier som genomförts och begränsas till utbudet av genomförda sådana.

1.4 Metod

Arbetet i rapporten inkluderar både teoretiska och praktiska moment. En litteraturstudie har genomförts och ligger till grund för det teoretiska underlaget såväl som för framtagningen av åtgärdsinsatser inom jordbruk, enskilda avlopp och sediment samt planeringen av de praktiska momenten. Primärt har litteratur framtagen för området kring Anten och Alingsås kommun använts.

Utöver detta har författarna deltagit i möten kring projektet *Klimatanpassat brukande för skogs- och jordbruk*⁶ samt ett seminarium. Projektet har som syfte att få traktens jordbrukare att diskutera hållbart brukande och näringsläckage vilket förhoppningsvis leder till vidtagande av åtgärder i sitt jordbruk. Deltagandet i detta har påverkat den slutliga sammanställningen av åtgärdsinsatser som valts att behandlas.

De praktiska momenten har innefattat flödesmätningar, beräkningar och ett samarbete med Alingsås kommuns GIS⁷-enhet för att möjliggöra en översvämningssuppskattning. Momenten har även inkluderat sedimentprovtagning, laborativt arbete samt en extern laborativ analys vid Erkenlaboratoriet för bedömning av den sedimentbundna fosfors potentiella bidrag till övergödningen av Anten.

⁵ Retention - kvarhållning.

⁶ *Klimatanpassat brukande för skogs- och jordbruk* är namnet på det under våren 2014 uppstartade samarbete mellan Alingsås kommuns miljöförvaltning, Skogsstyrelsen Göteborg och Länsstyrelsen Västra Götaland som har som målsättning att förbättra den kemiska statusen i Mellbyån. Detta genom att stimulera bygdens engagemang och intresse för hållbart brukande.

⁷ GIS – Geografiskt informationssystem

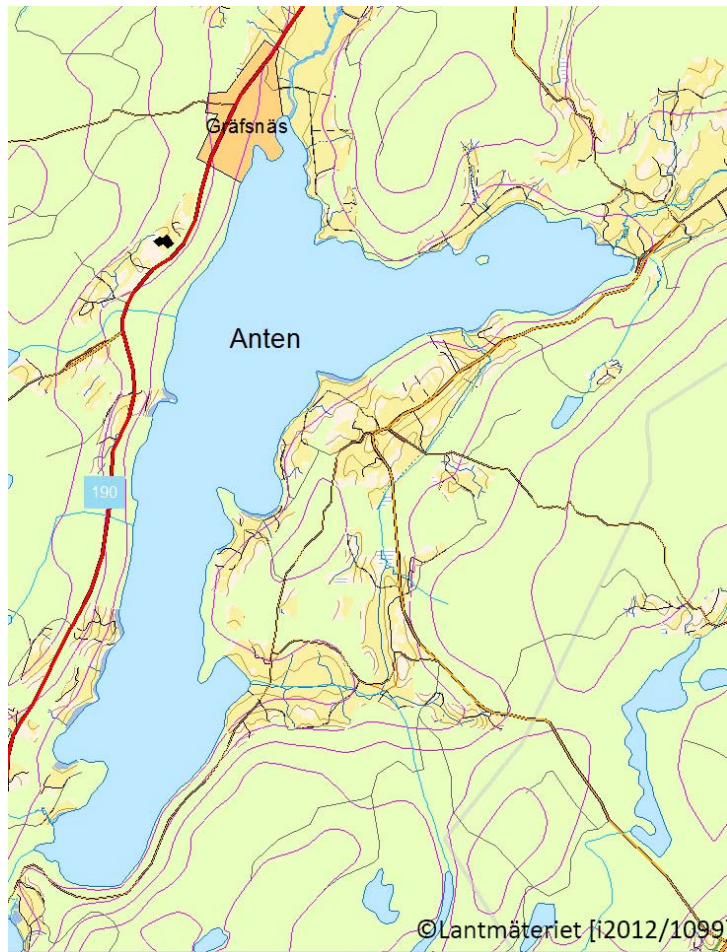
2. Teoretiskt underlag

Följande kapitel ämnar först ge en beskrivning av det geografiska området som arbetet fokuserar på och hur övergödning påverkar närliggande sjöar och vattendrag. Därefter följer en övergripande beskrivning av enskilda avlopp, regler gällande jordbruk och hur sedimentet påverkar sjön. Kapitlet avslutas med våtmarkers funktion, utformning och effekt samt nederbördens koppling till översvämningar behandlas också.

2.1 Anten och dess nordliga tillrinningsområden

Anten är en sjö främst använd för rekreation och privatfiske⁸ som ligger i Alingsås kommun cirka 50 km nordost om Göteborg och cirka 11 km nordnordost om Alingsås (Google, 2010). Landsväg 190 sträcker sig längs med sjöns västra sida och närliggande områden består till största del av skog och åkermark. Sjöns största tillflöde är Mellbyån som står för cirka 42 % av det totala vattenflödet in i sjön (Nyman, 1997). Mellbyån rinner genom vattenskyddsområdena vid Gräfsnäs och Sollebrunn innan den mynnar ut i Antens norra del. Utloppet från Anten ligger i södra delen, där den är förbunden med den större sjön Mjörn (Länsstyrelsen, 2013).

Sjön täcker en yta på 18,4 km² (SMHI, 2009a) och har ett medeldjup respektive maximalt djup på 16,5 respektive 30 meter (SMHI, 2009b). Den har en beräknad volym på cirka 260 miljoner m³ och dess avrinningsområde är ungefär 219 km² (Nyman, 1997).



Figur 1 Karta över Anten och dess närområde.

Antens bedöms vara övergödd, därav dess *måttliga* ekologiska status (Länsstyrelsen, 2013). Alingsås kommun har som miljömål att till 2020 ska "samtliga ytvatten ha minst god vattenstatus med avseende på artsammansättning samt kemiska och fysikaliska förhållanden" (Alingsås kommun, 2010). Antens pH-värde är nära neutralt och

⁸ Sture Alexandersson (Miljöskyddsinspektör, Alingsås Miljöskyddskontor), Thomas Lenberg (Miljöskyddsinspektör, Alingsås Miljöskyddskontor) besökte 11 februari 2014.

förväntas inte förändras (Abrahamsson m.fl., 2009; Nyman, 1996). Sjön bedöms tidvis ha syrefattig botten enligt Abrahamsson m.fl. (2009).

2.2 Övergödning

Eutrofiering, synonymt med övergödning, är ett vanligt problem i svenska sjöar och hav idag. Begreppet eutrof härstammar ur grekiskans *eu'trophos*, närande, och indikerar att mediet utvecklas åt ett mer näringsrikt tillstånd (Fonselius, Eklund & Warell, 2014). Kväve och fosfor är de främst bidragande orsakerna till eutrofiering av sjöar och vattendrag (Eklund & Hubendick, 2014). De är båda naturligt förekommande tillväxtämnen som är nödvändiga näringskällor för liv (Havs och vattenmyndigheten, 2013a). Problemet uppstår först då tillflödet av näringsämnen blir så stort att ekosystemets naturliga karaktär och egenskaper förändras. I sjöar är det framförallt fosfor som är den begränsande tillväxtfaktorn (Naturvårdsverket, 2008).

2.2.1 Konsekvenser av övergödning

Första effekten av eutrofiering är ökad totalproduktion, det vill säga ökad tillväxt av alger och annan växtlighet (Persson, 1998a). Till följd av förhöjd produktion ändras artsammansättningen i ekosystemet vilket kan hota den biologiska mångfalden. Ökad algbildning och vegetation bidrar inledningsvis till ökat djurliv som följaktligen förändrar syrebalansen i vattnet. Detta innebär oftast en övermättnad vid ytan och undermättnad och syrgasbrist vid botten (Persson, 1998a). Det följer av syrgas som avges vid växternas tillväxt samt ökad mängd döda organismer som ska brytas ned.

Tar syret slut ersätts den normala bakteriefloran ofta av svavelbakterier som istället för syre utnyttjar sulfat för att utvinna energi (Havs och vattenmyndigheten, 2013b). Med svavelväte som giftig biprodukt resulterar detta i en miljö där det normala växt och djurlivet omöjligt kan överleva, så kallade *svavelvätebottnar*. Syrebrist vid botten leder även till att fosfat och ammonium avges från sediment till bottenvattnet (Persson, 1998a).

2.2.2 Fosfor som näringsämne

Alla organismer kräver fosfor för sin energiomsättning (Bydén, Larsson & Olsson, 2003). Den naturliga förekomsten av fosfor i vatten är i form av löst oorganiskt och organiskt bunden fosfor, men särskilt i partikulärt bunden form. Fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) är den gemensamma benämningen på de tre fosfatgrupper som växter har möjlighet att direkt utnyttja och innefattar $\text{H}_2\text{PO}_4^{2-}$, HPO_4^{2-} och PO_4^{3-} . I närvaro av syrgas binds fosfaterna in i bottensedimentet till Fe^{3+} -joner medan i syrefattiga bottnar reduceras järn till Fe^{2+} och bunden fosfat frigörs istället till vattnet (Persson, 1998b).

Med totalfosfor (tot-P) avses både fosfor som är direkt tillgänglig för växter men även den partikulärt bundna organiska och oorganiska fosfor (Naturvårdsverket, 2004a), det vill säga fosfor bunden i organismer och till mineraler (Bydén, Larsson & Olsson, 2003). Totalfosfor anger således den totala fosforbelastningen i en sjö. Med hjälp av 5 olika tillståndsklassificeringar av halten i svenska sjöar utvärderas dess status. I tabell 1 åskådliggörs Naturvårdsverkets bedömningskriterier för sjöar under perioden maj-oktober (Naturvårdsverket, 1999).

Tabell 1 Bedömningskriterier för totalfosfor i sjöar enligt Naturvårdsverket

Klass	Benämning	Totalfosfor (µg P/l)
1	Låga halter	<12,5
2	Måttligt höga halter	12,5-25
3	Höga halter	25-50
4	Mycket höga halter	50-100
5	Extremt höga halter	>100

2.3 Enskilda avlopp – anläggning och bestämmelser

Hushåll som inte är anslutna till kommunens VA-system (vatten- och avloppssystem) tar istället hand om sitt avlopp själva. Detta val görs ofta är eftersom installationskostnaden för en enskild anläggning är lägre än kostnaden att ansluta hushållet till det kommunala VA-systemet (Tekniska förvaltningen Alingsås, 2014; Avloppsguiden, 2011). Har hushållet toalett med vattenspolning krävs en reningsanläggning för avloppsvattnet.

I Sverige fanns det år 2005 ungefär 750 000 hushåll som inte var inkopplade på det kommunala VA-nätet (Avloppsguiden, 2014c). En stor del av hushållen har en undermålig rening av näringsämnen som inte uppnår kraven som ställs. 125 000 av dem saknade efterföljande rening utöver slamavskiljning, vilket innebär en direkt hälsorisk.

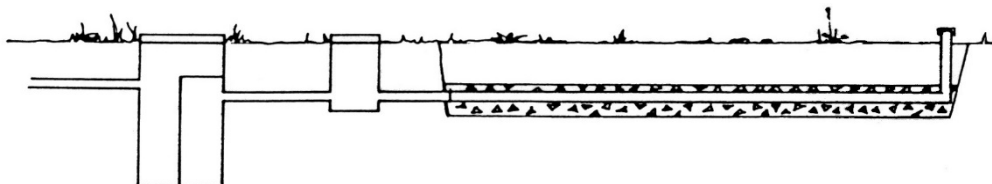
Avloppsvatten brukar delas in i BDT-vatten (bad, disk, tvätt) som främst innehåller syreförbrukande ämnen, så kallade *biochemical oxygen demand* ämnen (BOD-ämnen) och WC-avlopp bestående av fekalier och urinämnen (Avloppsguiden, 2014b). Generellt innehåller urinämnen höga halter fosfor- och kväveföreningar medan fekalier har höga koncentrationer av smittoämnen, så som E-coli bakterier, utöver en moderat fosfornivå.

På grund av skillnaden i innehållet går det att skilja BDT-vatten och WC-avlopp åt i reningsprocessen (Avloppsguiden, 2014d). WC-avloppet förs då till en sluten tank som regelbundet töms och transporteras till reningsverk, vilket medför att endast BDT-vattnet renas enskilt. Det gör att det inte nödvändigtvis krävs en lika omständlig avloppsanordning för att uppnå skyddskraven för små avlopp. Alternativt kan hushållet använda en urinseparerande WC som separerar urin och fekalier. Då går urin till en sluten tank och fekalier ut i anläggningen tillsammans med BDT-vattnet.

Oavsett hur hushållet väljer att göra så krävs det en anläggning med åtminstone två stegs rening. En sådan avloppsanläggning består av följande två till tre steg (Alingsås Kommun, 2013):

1. Slamavskiljning
2. Behandlingssteg
3. Eventuellt efterbehandlingssteg

Det finns minireningsverk som sköter både slamavskiljning och behandling genom mekanisk, biologisk och sedan kemisk rening. Dessa kan kompletteras med infiltration eller markbädd för ytterligare rening. Nedan beskrivs delarna i ett mer traditionellt upplägg med separata anläggningar för varje steg i processen (se figur 2) (Alingsås Kommun, 2013).



Figur 2 Avloppsanläggning (profil) med trekammarbrunn och infiltration med tillhörande fördelningsbrunn (Alingsås kommun, 2013)

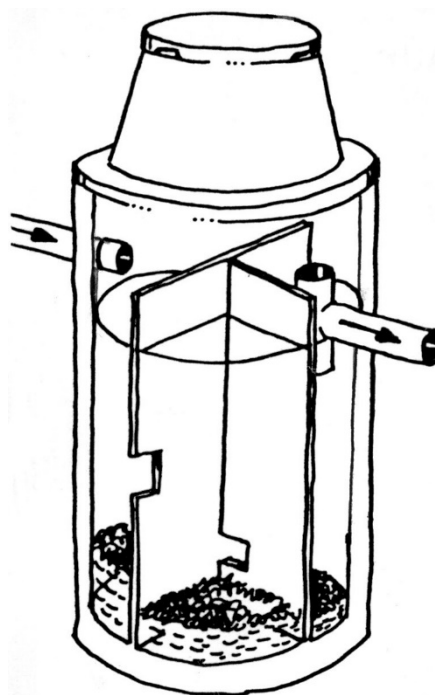
2.3.1 Slamavskiljning

Vid slamavskiljningen, som oftast sker i en trekammarbrunn (se figur 3), sker ingen egentlig rening utan där sedimenteras fasta partiklar för att förhindra att stoppa upp reningen i nästa steg (Naturvårdsverket 2003). I många äldre anläggningar är det vanligt med endast en tvåkammarbrunn eller en stenkista⁹ vilka inte utför en tillräcklig rening av BDT- eller WC-avlopp. En slamavskiljare måste underhållas genom att tömmas åtminstone en gång per år, vilket vanligtvis sköts av kommunen.

Efter sedimentering i trekammarbrunn förs avloppet vidare genom någon form av behandlingssteg, vanligen en infiltrationsanläggning eller markbädd (Alingsås Kommun, 2013).

2.3.2 Infiltration

I en infiltrationsanläggning sprids avloppsvattnet genom perforerade rör ut i diken fyllda med makadam eller singel (Naturvårdsverket, 2003). När vattnet långsamt filtreras igenom marklagret fångas det mesta av föroreningarna upp innan det når ner till grundvattnet. En viktig förutsättning för infiltration är att marklagren där den anläggs är tillräckligt väl-dränerade. En tät lera är exempelvis olämplig då den dränerar dåligt, det vill säga inte tillåter någon nämnvärd vätsketransport utan snarare transporterar vattnet ovanpå lerlagret. Infiltration är också en olämplig lösning om den riskerar att föra ut avloppsvatten i närliggande vattendrag eller enskilda dricksvattenbrunnar.



Figur 3 Trekammarbrunn (Alingsås kommun, 2013)

⁹ Stenkista - En grop med sten av olika storlek som avloppsvattnet får infiltrera igenom

När det kommer till att rena fosfor ur avloppsvatten är infiltration den mest effektiva lösningen (Naturvårdsverket, 2003). Ungefär 60-80 % av fosfor binds upp innan avloppsvattnet når grundvattennivån om infiltrationsytan uppfyller minimikravet som innebär att avloppet går ut i bädden minst en meter ovanför grundvattnet. Anläggningens förmåga att rena avloppsvattnet försämras inte avsevärt med tiden.

2.3.3 Markbädd

Det andra populära alternativet är en markbäddsanläggning. Den fungerar enligt samma princip som infiltration, men stänger inne avloppsvattnet i anläggningen som består av sand och grus med olika kornfraktioner (Avloppsguiden, 2014a). Vattnet hålls inne i ett omkring- och underliggande tätskikt av plast- eller gummiduk. Efter att avloppsvattnet passerat igenom jordlagren och renats förs det vidare ut i ett perforerat rör i botten. En markbädd avsedd för ett hushåll kräver en yta om 20-50 m².

Markbädden måste underhållas i större utsträckning än en infiltration. Sand- och gruslagren som anläggs måste rensas då och då för att undvika att den mättas vilket medför sänkt effektivitet (Avloppsguiden, 2014a). En markbädds förmåga att fånga upp fosfor avtar med tiden (Naturvårdsverket, 2003; Avloppsguiden, 2014a) trots skötsel. Därför bör den kompletteras med någon sorts efterbehandling (Avloppsguiden, 2014a). Detta kan göras med ett fosforfilter som binder upp fosfor (Naturvårdsverket, 2004b), exempelvis i form av ett extra lager i markbädden bestående av rostjord, kalksten eller järnrik sand.

Valda sandmaterial och anläggningens belastning påverkar reningsförmågan i stor utsträckning. De första fem åren nås en rening av upp till 80 % av fosfor, mellan de femte och tionde åren ungefär 50 % och därefter ungefär 25 % upp till tjugo års ålder. Materialet måste därför, utöver regelbunden rensning, bytas ut med jämna mellanrum för att upprätthålla en hög fosforupptagning.

2.3.4 Lagar och bestämmelser för enskilda avlopp

För att anlägga ett enskilt avlopp krävs en ansökan om tillstånd från Miljöskyddsnämnden¹⁰ i kommunen (NFS, 2006; Alingsås kommun, 2013). De lagar och bestämmelser som gäller för små avloppsanläggningar återfinns i den svenska miljöbalken och *förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd* (NFS, 2006). Naturvårdsverket har sammanställt en tolkning av de paragrafer i ovan nämnda lagtexter som är relevanta för enskilda avlopp i *Naturvårdsverkets allmänna råd om små avloppsförordningar för hushållsspillvatten*. I denna specificeras två skyddsnivåer, normal respektive hög, som i sin tur ger kraven som ställs på avloppsanläggningen. Därefter får Miljöskyddsnämnden bedöma vilken skyddsnivå som är aktuell utifrån förutsättningarna i det omkringliggande området. Hög skyddsnivå gäller generellt om utsläppet från anordningen exempelvis rinner ut i ett skyddat vattendrag såsom en badplats eller dricksvattentäckt. Även då den sammanlagda belastningen i ett område riskerar bli hög på grund av att antalet utsläppskällor är stort kan hög skyddsnivå bli aktuell. Exempel på ett sådant område är

¹⁰ Miljöskyddsnämnden är kommunala politiker som, baserat på miljöbalken och naturvårdsverkets rekommendationer, beslutar om de regler som rör miljöskydd i Alingsås kommun.

fritidsbebyggelse som successivt omvandlas till permanentbostäder, där befintliga anläggningar ofta är otillräckliga vid ökad belastning.

Den höga skyddsnivån ställer hårdare krav på det hälso- och miljöskydd som avloppsanordningen ger. Sett till gödningsämnen såsom fosfor- och kväveföreningar gäller följande krav:

- Vid normal skyddsnivå krävs 70 % reduktion av totalfosfor, tot-P
- Vid hög skyddsnivå krävs 90 % reduktion av totalfosfor, tot-P, samt krav på minst 50 % reduktion av kväve, tot-N

(Alingsås kommun, 2013)

2.3.5 Enskilda avlopp i Alingsås

I Alingsås kommun har Miljöskyddskontoret¹¹ tagit fram riktlinjer för enskilda avloppsanläggningar där det framgår vilka områden som omfattas av hög skyddsnivå (Alingsås Miljöskydd, 2013). I riktlinjerna framgår det att tomter upp till 500 meter från Mellbyån och Anten, samt upp till 100 meter från Lobäcken och Mörlandaån, omfattas av hög skyddsnivå.

Idag utförs inventeringar över samtliga enskilda avloppsanläggningar i kommunen (Lenberg, 2014). En inspektör åker ut och besiktigar anläggningar och de som inte godkänns får krav att åtgärda inom ett år. Det framgår av sammanställningen från den inventering som utförts av Alingsås kommun att ungefär 27 % av de inventerade anläggningarna som ligger kring Anten inte uppfyller kraven. Utav dessa ligger dessutom många inom områden med hög skyddsnivå.

2.4 Näringsläckage och bestämmelser i jordbruket

År 2009 beräknades den antropogena fosforbelastningen på svenska sjöar till 1930 ton/år varav 930 ton/år, 48 %, beräknades komma från jordbruket (Ejhed m.fl., 2011).

Första åtgärdsprogrammet för minskat näringsläckage i Sverige kom i slutet av 1980-talet (Eskilsson, 2013). Sedan dess har förlusterna av näringsläckage minskat. Fölster m.fl. (2012) konstaterar i en studie att de åtgärder som hittills har genomförts i åtgärdsprogrammets anda har bidragit till minskat läckage av fosfor. Störst minskning noterades, som väntat, i de områden där åtgärderna varit som mest omfattande. Platser där stödberättigade åtgärder har genomförts och områden anslutna till Greppa näringen¹² är där det främst registrerats en tydlig minskning av fosforläckage. Fortsatta insatser är dock en förutsättning för en ihållande positiv trend.

2.4.2 Åtgärdsprogrammet

År 1988 upprättades det åtgärdsprogram som fortfarande ligger till grund för hur arbetet mot minskade utsläpp från jordbruket i Sverige ska föras (Eskilsson, 2013). Det togs fram i samband med att problemet med övergödning uppmärksammades och har

¹¹ Miljöskyddskontoret i Alingsås är en kommunal verksamhet med tjänstemän som sköter tillsynen avseende livsmedel, miljöskydd och natur & hälsa.

¹² Greppa näringen är kostnadsfri rådgivning inom jordbruket som behandlas i avsnitt 2.4.5 Rådgivning/information.

sedan dess kompletterats och förändrats efter hand. År 2000 togs nya miljömål fram och detta innebar den senaste större ändringen i programmet (Eskilsson, 2013). Dagens åtgärdsprogram styrs utifrån EU-direktiv¹³, internationella åtaganden och de svenska miljökvalitetsmålen och arbetas med utifrån:

- Lagstiftning/bestämmelser
- Ekonomisk ersättning
- Rådgivning/information

2.4.3 Lagstiftning och bestämmelser

Flera åtgärder är frivilliga och genomförs utifrån en ökad miljökunskap samt ett intresse för ekonomisk vinning men de kan även vara påtvingade utifrån lagstiftning. Information gällande bestämmelser som rör miljön är samlade i Miljöbalken samt i de förordningar¹⁴ och föreskrifter¹⁵ som utställts med stöd av Miljöbalken, en lag beslutad av Riksdagen (Eskilsson, 2013).

Allmänna Hänsynsregler

De allmänna hänsynsreglerna behandlas under 2 kap. i Miljöbalken och utgör en viktig del i miljöstyrningen. De beskriver den minsta nivå av hänsyn som måste tas till miljön av företag vid olika verksamheter och används tillsammans med föreskrifter och förordningar (Eskilsson, 2013). Utgångspunkten är alltså att samma minimiregler gäller vid all mänsklig påverkan på miljön, oavsett vilken sektor företaget eller verksamheten figurerar inom (Rubenson, 2008). Nedan finns övergripande beskrivningar av de centrala hänsynsreglerna. För en mer utförlig och grundlig genomgång hänvisas till 2 kap. Miljöbalken.

- **Försiktighetsprincipen:** Innebär att alla som bedriver eller planerar att driva en verksamhet måste vidta försiktighetsåtgärder för att undvika skador eller olägenheter på människors hälsa eller miljön. Detta ska ske i förebyggande syfte, framförallt tillämpas det då nya metoder eller ämnen ska tas i bruk.
- **Bästa möjliga teknik:** Syftar till att förebygga skador och olägenheter som ens verksamhet kan medföra genom att använda bästa möjliga teknik. Såväl vad det gäller tekniska lösningar som drift och produktion men även organisatoriska som arbetsledning, ansvarsfördelning, rutiner av drift och underhåll.
- **Kunskapskravet:** Det är verksamhetsutövaren som ansvarar för att en är medveten om vilka risker den planerade aktiviteten kan medföra och utifrån det se till att minimera och förhindra skador på miljö och människors hälsa. Vilka kunskapskrav som ställs varierar med verksamhet och omfattning.
- **Lokaliseringsregeln:** Syftar till att verksamhet eller åtgärd ska uppnå ändamålet utefter lämplig placering i området och med hänsyn till att göra minsta intrång på människors hälsa och miljö.
- **Hushållning- och kretsloppsprinciperna:** Innebär att hushålla med råvaror och energi och i största möjliga omfattning utnyttja återanvändning och återvinning.

¹³ Utställs av EU och gäller från dess att de arbetats in i nationell lagstiftning.

¹⁴ Mer detaljerade bestämmelser med utgångspunkt i lagen. Beslutas av regeringen på uppdrag av riksdagen.

¹⁵ Utfärdas av myndigheter med stöd av förordningar. Mer utförliga än förordningar.

- **Skälighetsregeln:** Används i bedömning av vilka skyddsåtgärder som är rimliga utifrån nytta och kostnad.
 - **Bevisregeln:** Skyldigheten att visa på att verksamhetsutövaren uppfyller kraven i de allmänna hänsynsreglerna.
 - **Produktvalsprincipen:** Produkter och ämnen som används inom en verksamhet ska vara så miljövänliga som möjligt. Den så kallade substitutionsprincipen, som innebär att skadliga ämnen byts ut till liknande mindre skadliga eller ofarliga, tillämpas ofta inom kemikalieområdet.
- (Rubenson, 2008)

Som en hjälp för att tolka och förstå praktiserandet av hänsynsreglerna i strävan mot att arbeta därefter har *allmänna råd* tagits fram (Eskilsson, 2013). Till skillnad från förordningar och föreskrifter är allmänna råd inte bindande bestämmelser utan en hjälp för hur de ovanstående ska uppfyllas (Eskilsson, 2013). *Allmänna råden* kan dock väga tungt vid en rättslig prövning (LRF, 2014).

Egenkontroll

Krav på egenkontroll är ett verktyg som används för att förebygga skador på miljö och hälsa. Kravet ställs på "alla som driver verksamheter som kan innebära olägenheter för människors hälsa eller miljön" (Eskilsson, 2013). Egenkontroll innebär att verksamhetsutövaren planerar och skapar rutiner för den verksamhet som ska bedrivas så att den följer Miljöbalkens krav enligt 26 kap. 19 § och föreskrifterna med stöd utifrån denna (NFS, 2001). Förloppet resulterar i ett naturligt styrsätt för en hållbar verksamhet. Rutinerna uppdateras efterhand som de utvärderas och är en ständigt föränderlig process (Eskilsson, 2013).

För verksamhet som inte är anmälnings- eller tillståndspliktig gäller grundkravet på egenkontroll enligt 26 kap. 19 § Miljöbalken. *Miljöhousesyn*¹⁶ är då ett bra underlag för att fullgöra de ställda kraven (LRF, 2013).

Förordningen (1998:901) om verksamhetsutövarens egenkontroll (FVE) beskriver vad som ska följas för att uppfylla kravet på egenkontroll. Förordningen gäller för verksamhet som är yrkesmässigt bedriven och dessutom tillstånds- eller anmälningspliktig enligt kap 9 eller 11-14 i Miljöbalken (NFS, 2001). För denna typ av verksamhet har LRF tagit fram material vilket ska fungera som stödmaterial och som en hjälp för att underlätta arbetet att föra egenkontroll tillsammans med materialet i *Miljöhousesyn* (Eskilsson, 2013). För mer information hänvisas till Naturvårdsverkets författningssamling¹⁷ från 2001 (NFS, 2001) innehållande allmänna råd om egenkontroll och till LRFs dokument *Miljöhousesyn* (LRF, 2014) samt stödmaterial för att bedriva egenkontroll.

¹⁶ *Miljöhousesyn* är en hjälp framtagna av LRF i samarbete med Jordbruksverket som syftar till att enkelt kunna hålla koll på vilka regler och krav som ställs på det specifika jordbruket.

¹⁷ Författningar är en samlad benämning för lagar, förordningar och föreskrifter.

Tvärvillkor

Tvärvillkor är regler inom lagstiftning som måste följas för att få full utbetalning vid ansökan om jordbrukarstöd (LRF, 2014). Regler som berör bidrag till positiva effekter för miljö och växtskydd kallas för *Verksamhetskrav*. *Skötselkrav* kallas de krav som ställs på att jordbruksmarken sköts på ett miljövänligt sätt (Eskilsson, 2013). *Extra tvärvillkor* gäller för att få full utbetalning vid sökning av miljöersättning (LRF, 2014).

Kontroll och ansvar

Kommunerna bär det största ansvaret för tillsyn av jordbrukets förhållningssätt till miljöbalken. Undantaget är större djurhållning som i de flesta fall kontrolleras av Länsstyrelsen (Eskilsson, 2013). Utöver att se till att föreskrifter och beslut utifrån Miljöbalken följs har den ansvariga tillsynsmyndigheten i uppgift att genomföra rådgivning och sprida information som ska leda till att Miljöbalkens bestämmelser lättare efterföljs. Det är dock inte myndigheten som bär ansvaret för att brukaren besitter kunskapen som krävs för att driva verksamheten, detta ansvar ligger på den enskilda individen. Däremot är det myndighetens skyldighet att lämna en anmälan till polis- eller åklagarmyndighet vid misstanke om brott mot straffbar bestämmelse.

2.4.4 Ekonomisk ersättning – Jordbrukarstöd och Landsbygdsprogrammet

Sveriges medlemskap i EU kräver att det finns ett *Landsbygdsprogram* i enlighet med EU:s landsbygdsförordning i Sverige (Jordbruksverket, 2014e). Det nya Landsbygdsprogrammet som gäller från 2014 till 2020 bygger på 6 olika prioriteringar som ska påverka den framtida utvecklingen av jordbruket. Den främsta prioriteringen, som ska genomsyra alla de andra, är främjandet av kunskapsöverföring och innovation inom jordbruk och landsbygd. Detta ska leda till "en smart och hållbar tillväxt för alla" (Jordbruksverket, 2014e) som är EU:s strategi för tillväxt och sysselsättning. Landsbygdsprogrammet påverkar den svenska jordbrukspolitiken som redogör för vilka olika bidrag/stöd som kan sökas. En ny svensk jordbrukspolitik börjar gälla 2015 och sträcker sig fram till 2020 (Jordbruksverket, 2014f). Vad som ska ingå är fortfarande under bearbetning men vissa bidrag/stöd är redan fastställda. De olika typerna av stöd som kommer kunna sökas är:

- Gårdsstöd
- Förgröningsstöd
- Miljöersättningar
- Stöd till unga jordbrukare
- Samt övriga jordbrukarstöd

Stöden finansieras gemensamt av EU och Sverige och omfattar cirka 32 450 miljoner kronor (Jordbruksverket, 2014b). Eftersom den nya jordbrukspolitiken är under bearbetning går det inte under 2014 att ansöka om nya åtaganden eller stöd. Därför redogörs det nedan för några av de stöd som kan sökas först 2015 eller 2016.

Miljöersättning

Miljöersättning är bidrag som kan sökas av lantbrukare som vårdar och brukar sin mark på ett sätt som gynnar miljö. Generellt görs ett åtagande över en femårsperiod då brukaren binder upp sig till att sköta sitt åtagande enligt de föreskrifter/regler som

finns (Jordbruksverket, 2014a). Miljöersättningarna baseras på den information som var tillgänglig i april 2014 och är:

2015:

- Ekologisk produktion
- Omställning till ekologisk produktion
- Betesmarker och slåtterängar
- Fäbodlar
- Restaurering av betesmarker och slåtterängar
- Vallodling
- Skötsel av våtmarker
- Bruna bönor

2016:

- Minskat kväveläckage
- Skyddszoner
- Hotade husdjursarter

(Jordbruksverket, 2014a)

För respektive miljöersättning finns det vissa krav som ska uppfyllas för att kunna söka ersättningen exempelvis geografisk placering (Jordbruksverket, 2014d). Därför är det viktigt att undersöka vilka miljöersättningar den enskilda jordbrukaren kan söka och har rätt till.

Åtaganden som redan är påbörjade men inte längre ingår i miljöersättningar kommer fortgå som vanligt till dess att åtagandeperioden är över. Därefter går det inte att förnya åtagandet (Jordbruksverket, 2014a).

Övriga jordbrukarstöd

Även vad gäller övriga jordbrukarstöd är det inte helt fastställt vad som kommer att ingå från 2015. I avsnittet nedan redogörs det för de stöd som var fastställda i april 2014 och är relevanta för att reducera fosforläckaget, i enlighet med de åtgärder som beskrivs i avsnitt 3.3. De är:

- Miljöinvestering – förbättra vattenkvalitet
- Anlägga och restaurera våtmarker och dammar för förbättrad vattenkvalitet
- Anlägga och restaurera våtmarker och dammar för biologisk mångfald
- Anlägga tvåstegsdiken
- Reglerbar dränering

(Jordbruksverket, 2014h)

För dessa gäller även villkor som avgör vilka som har rätt till stöden. Hur stor ersättningen blir, det vill säga hur stor del av anläggningskostnaden som utbetalas,

skiljer sig både mellan län och olika projekt (Jordbruksverket, 2014g). Länsstyrelsen avgör hur stor ersättningen blir.

2.4.5 Rådgivning och information kring hållbart brukande

Enligt Jordbruksverkets rapport *Gödsel och miljö 2014* (Eskilsson, 2013) är rådgivning en viktig och stor del av åtgärdsprogrammet. De största fördelarna med detta arbetssätt är att de kan utformas och anpassas lokalt efter brukare och företag (Eskilsson, 2013). Vikten av rådgivning och information inom åtgärdsprogrammet framhävs även i Jordbruksverkets tekniska rapport som ligger till grund för Landsbygdsprogrammet 2014-2020 (Wallin m.fl., 2012). Wallin (2012) pekar på att sprida kunskap om ny forskning och lagstiftning samt att öka kompetensen i landsbygden är det fundamentala för att möjliggöra andra åtgärder som ska leda till en hållbar utveckling i landsbygden ekonomiskt, ekologiskt och socialt.

Greppa näringen

Den kostnadsfria rådgivningen *Greppa näringen* är ett projekt som uppstått ur samarbetet mellan Jordbruksverket, LRF och Länsstyrelserna. Inom ramen för Greppa näringens rådgivning finns ett trettiotal olika rådgivningsbesök, så kallade moduler, att välja på (Jordbruksverket, 2013b).

Fosforstrategi 11 B är en av modulerna och går ut på att hitta en medveten strategi för att optimera gårdens fosforutnyttjande utifrån förändrad fosfortillförsel och minskat läckage (Greppa näringen, 2012a). Denna strategi formas utifrån den specifika gårdens behov och möjligheter med avseende på miljö och ekonomi. Summan av nyttofördelar som gården kan få av att en strategi tas fram är minskade kostnader för fosfor och effektivare utnyttjande av stallgödsel. Samtidigt som det minskade fosforläckaget sänker bidraget till övergödning i vattendrag.

Mer information om de olika modulerna finns på Greppa näringens hemsida www.greppa.nu. Där hittas även mer information om hur rådgivningsprocessen går till och annan information gällande Greppa näringens arbete och aktiviteter.

Klimatanpassat brukande för skogs- och jordbruk – Lokal satsning i Alingsås Kommun

I Alingsås Kommun har det under våren 2014 påbörjats ett arbete tillsammans med Länsstyrelsen, Skogsstyrelsen och LRF för att öka kunskapen och intressera de lokala jord- och skogsbrukarna i frågorna kring Mellbyåns och Mörlandaåns vattenkvalité¹⁸. Syftet med projektet är i stora drag att det ska komplementera Miljöskyddsnämndens tillsynsarbete på djurhållande lantbruk och enskilda avlopp samt visa på olika sätt att minska näringsläckaget till vattendraget.

Ett inledande möte med ett trettiotal deltagare, vilket var cirka 10 % av de inbjudna, hölls den 3 april 2014. Där informerades det om hur klimatet förändras, hur ekosystemen i bäckar och åar fungerar samt olika åtgärder för att minska näringsläckaget. Med hjälp av kartor och diskussioner i mindre grupper fick brukarna yttra sina åsikter och chansen att prata med Länsstyrelsen och Skogsstyrelsen.

¹⁸ Fredrik Fredriksson (Landsbygdsenheten, Länsstyrelsen) vid möte den 3 april 2014

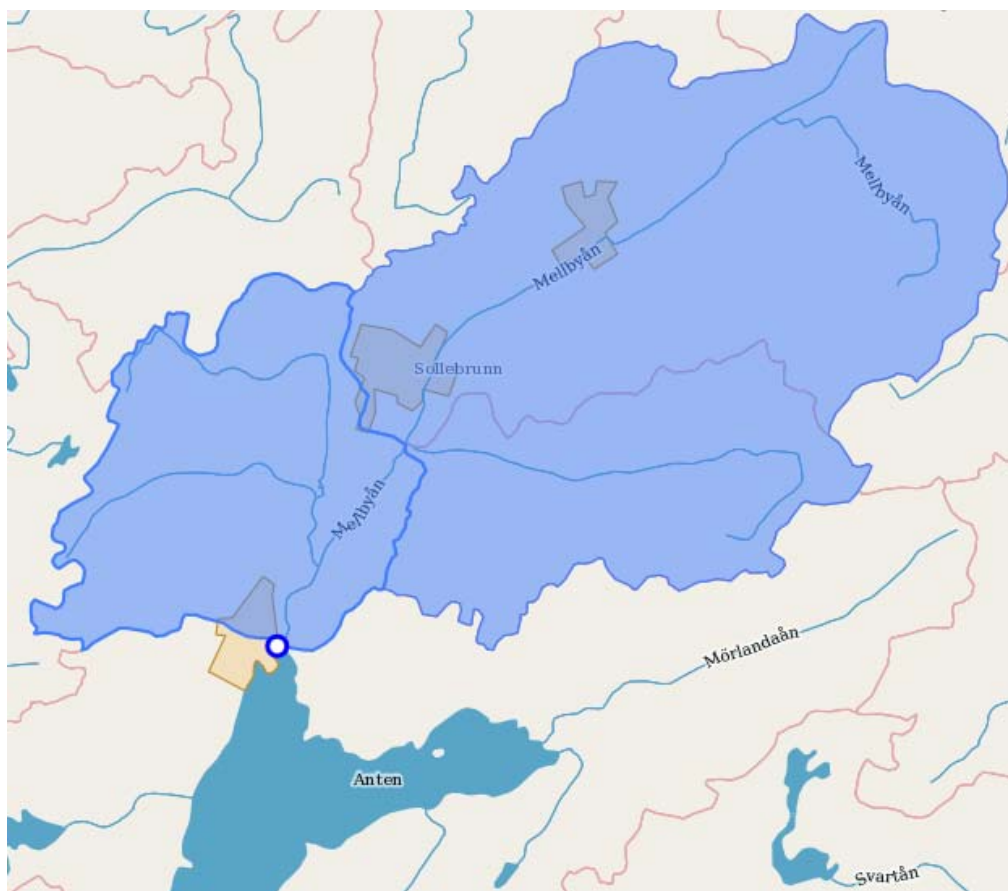
I nuläget planeras det en aktivitet i form av en *vattenvandring* eller ett studiebesök som kommer hålls den 19 maj 2014.

2.5 Nederbörd och översvämningar kring Mellbyån

Nederbördsmängden och antal regndagar i Sverige förutspås att öka till följd av den globala uppvärmningen (Naturvårdsverket, 2014a). Ökningen kommer främst ske i norra och västra Sverige som i dagsläget är de mest utsatta områdena samtidigt som nederbörden förväntas vara störst under höst, vinter och vår. Varmare och torrare klimat under sommaren kan medföra torka i de södra delarna då värmen medför att avdunstningen ökar och att regnet som faller inte kan magasineras.

Intensivare regn medför att översvämningsrisken kommer att öka. Södra Sverige har den senaste tiden varit drabbad av översvämningar i större utsträckning än tidigare vilket beror på mildare vintrar och en tendens till större nederbörd (SMHI, 2009c). Även markfuktigheten har stor betydelse om det föreligger risk för översvämning. Skulle marken vara torr kan stora mängder regn magasineras. Om däremot magasinerna är fyllda och marken mättad riskerar det drabbade området att översvämmas (SMHI, 2009d).

Antens största tillflödeskälla är Mellbyån som tar upp vattnet från avrinningsområde 3801 (figur 4), ett område norr om Sollebrunn med en area på 46,5 km² (SMHI, 2011a).



Figur 4 Karta med Mellbyåns avrinningsområde markerat i blått (SMHI, 2011b)

Flödet i ån reagerar kraftigt på snabba förändringar i nederbörd vilket resulterar i ett mycket varierande vattenflöde som kan variera mellan 0,04 m³/s och 5,83 m³/s under ett år (SMHI, 2011a).

Medelflöden för perioden 1999-2012 åskådliggörs i tabell 2:

Tabell 2 Medelflöde [m³/s] i Mellbyån för olika månader under perioden 1999 – 2012 (SMHI, 2011a)

Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Snitt
1,00	0,71	0,88	0,69	0,25	0,34	0,38	0,30	0,40	0,65	0,85	0,96	0,62

Området kring Mellbyån består mestadels av åkermark, vilket leder till att mycket jordbruksmark täcks med vatten vid en översvämning. Jordbruksmarken är rik på fosfor som delvis kan frigöras till det överliggande vattnet (Pant m.fl., 2002). Det fosforrika vattnet transporteras sedan ned till Anten och påverkar sjöns måttliga ekologiska status.

2.6 Bottensedimentet i sjöar

Bottensedimentet är ett område som väl speglar den belastning som en sjö utsatts för under en längre tid. Gällande sediment brukar det fokuseras på metaller och organiska miljögifter. Dessa är intressanta att undersöka vid bedömning av bottens och sjöns miljö kvalitet samt vid uppskattning av den antropogena påverkan på ekosystemet (Nyman, 1996). Utöver metaller och miljögifter binds även näringsämnen som fosfor in i sedimentet genom kemiska processer (Persson, 1998b). Fosfatjonerna binder in till järnhydroxidkomplex, aluminiumhydroxidjoner eller till kalkfällningar. Fosfor binder in olika enkelt, allt från lätt- eller svårslöslig till permanent bunden fosfor. Den kemiska kompositionen av sedimentet i övergödda sjöar ger information om fosfors mobilitet och är viktig för att förstå den interna fosforcykeln (Olila, Reddy & Harris, 1994).

2.6.1 Fosforläckage från sediment

Att fosfor övergår från att vara bundet i sedimentet till att vara löst i vatten beror av flera faktorer men oftast sker det till följd av syrebrist vid botten (Persson, 1998b). Brist på syre uppkommer främst till följd av den syrgasförbrukning som sker då organiskt material oxideras. Rådande syrebrist vid bottensedimentet ger upphov till reducering av järn från Fe³⁺ till Fe²⁺. Järnet kan inte fortsätta binda fosfaterna utan frigör dem istället till bottenvattnet (Persson, 1998b).

Vattnets pH-värde är en annan faktor som påverkar fosfors löslighet som därmed bidrar till att reglera fosforhalten i vattnet (Persson, 1998c). Vid svagt surt pH runt 5-6 är fosfat som kraftigast bundet till järn-och aluminiumkomplex, medan det vid pH över 7 lättast binder till kalcium (Jacobs, 2004). Maximal frisläppning till vattnet sker vid höga pH över 9 (Persson, 1998c).

Kraftig turbulens och bökande fiskar är en tredje faktor, då handlar det om den partikulärt bundna fosfor (Tonderski m.fl., 2002).

2.6.2 Fosforfraktionering

Genom vedertagna metoder kan sediment undersökas för att mäta hur mycket permanent fosfor respektive hur stor del utav fosfor som kan gå i lösning. Detta görs genom att fosfor som är bunden i sedimentet extraheras på olika sätt, benämnt *fosforfraktionering* (Psenner m.fl., 1988; Hieltjes & Liklema, 1980).

Eftersom de olika fosforformerna frigörs olika lätt ger en fraktionering ett mått på hur mycket fosfor som kan tänkas återgå i lösning och därmed bidra till ökad övergödning i sjön. I tabell 3 redovisas vilken slags fosfor som är vanlig att studera vid fraktionering, med utgångspunkt från Psenner m.fl. (1988) och Hieltjes & Liklema (1980), hur den definieras, dess mobila karaktär och de vanligaste faktorerna till att den rörliga fosfor släpper från sedimentet.

Tabell 3 Följande fosfortyper studeras ofta vid fosforfraktionering (Rydin, 2008; Kapanen, 2011; Rydin, 2000)

Typ av fosfor	Definition	Karaktär	Vanliga faktorer till frisläppning
Löst bunden fosfor	NH ₄ Cl-P	Rörlig	Bioturbation & diffusion
Järnbunden fosfor	BD-P	Rörlig	Syrebrist
Aluminiumbunden fosfor	NaOH-P		
Organiskt bunden fosfor	NaOH-P	Rörlig	Högt pH
Kalciumbunden fosfor Vanligen kallat apatitbunden	HCl-P		
Residualfosfor, syftar främst till svårnedbrytbara organiska fosforformer	Res-P, Beräknas genom att subtrahera övriga från sedimentets totala fosforinnehåll.		

Det är med andra ord den löst bundna, järnbundna och organiskt bundna fosfor som kan frigöras till vattnet under olika förhållanden. Den totala fosforhalten i sedimentet sjunker normalt med sedimentdjupet (Pettersson¹⁹, 2014). Främst handlar det om de rörliga formerna till följd av att de frigörs till vattnet (Lindhe, 2007). Al- och HCl-bunden fosfor anses stabila i sedimentet. Vid mycket höga pH runt 9, möjliggörs dock frisläppning av de båda (Rydin, 2005; Pettersson, 1986).

2.6.3 Provtagning

För provtagning av sediment för fosforfraktionering är det enligt Pettersson¹⁹ viktigt att prov tas från den så kallade ackumulationsbotten, det vill säga från de djupare områdena i sjön. För fullständig fraktionering enligt metod krävs även att provet skiktas för att studera centimeter-skikt som har lagrats genom åren och innehåller olika mycket fosfor med en sjunkande gradient nedåt i sedimentet, ju djupare desto mindre

¹⁹ Kurt Pettersson (Prof. i limnologi) kontaktperson och ansvarig på ackrediterade Erkenlaboratoriet i Norrtälje som bland annat utför fosforfraktionering av bottensediment.

fosfor tillgängligt för frigörelse (Lindhe, 2007; Pettersson²⁰, 2014). Det finns flera olika metoder för att ta sedimentprov. En vanlig enkel teknik är att använda en Ekmanhuggare. Detta är en form av sedimentprovtagare som tar upp sediment genom att en tyngd släpps längs med linan för att stänga skopan. Det är därmed de översta cirka 0-4 cm som fångas upp.

2.7 Våtmarker

De näringsämnen som kommer från enskilda avlopp och åkermark kan fångas upp i en våtmark. Detta kan ske både innan och efter att ämnena kommit ut i vattendragen beroende på om våtmarken anläggs i direkt anslutning till källan eller ej (Tonderski m.fl., 2002). Våtmarker kan utöver näringsämnesretention uppfylla ytterligare funktioner så som:

- Produktion och resursåtervinning: producera bioenergi, återföra näring från våtmark till jordbruk
- Vattenmagasinerings: utjämna flödesvariationer
- Ökad biologisk mångfald
- Rekreation: friluftsliv, fågelskådning, jakt, fiske

2.7.1 Fosforretention i våtmarker

Enligt Tonderski m.fl. (2002) finns det tre olika typer av våtmarker som är av intresse då växtnäringsretention är huvudmålet:

- Dammar: en våtmark med permanent vattenspiegel, kan vara bevuxen med under- och övervattensväxter
- Översvåmningsvåtmarker: översvåmnas periodiskt av ytvatten som regelbundet sjunker undan vid lågvattenperioder
- Skyddszoner: sträcker sig utmed rinnande vatten. Utgör buffert mellan vattendrag och exempelvis jordbruk eller skog. Mycket av vattnet som strömmar igenom är grundvatten.

Den fosforretention som eftersträvas i våtmarker uppnås främst genom två olika processer (Tonderski m.fl., 2002). Dels genom växtnäringsupptag, men också genom retention som sker via sedimentation.

Betydelsen av jordart och pH

Fosforupptagningsförmågan i en våtmark bestäms av tillgången på nedanstående ämnen (Tonderski m.fl., 2002):

- Hydroxidföreningar: järn-, mangan- och aluminiumhydroxid
- Kalkämnen: vid högre pH som kalciumkarbonat
- Humusämnen och lermineraller: I lermineraller sker uppbinding till stor del genom adsorberat aluminium. I humusämnen sker bindning indirekt via järn- eller manganhydroxid

²⁰ Kurt Pettersson (Prof. i limnologi) kontaktperson och ansvarig på ackrediterade Erkenlaboratoriet i Norrtälje som bland annat utför fosforfraktionering av bottensediment.

Olika jordarter har olika sammansättningar av dessa och därför spelar jordarten stor roll för våtmarkens effektivitet (Tonderski m.fl., 2002). Tillgången på ämnen som binder fosfor beror även på den mänskliga aktiviteten i området. Grovt uppdelat består Sverige av antingen kalkhaltiga moränleror eller andra jordarter som är kalkfattiga (Tonderski m.fl., 2002). Moränleror ger bra underlag för jordbruk och räknas därför som de mest bördiga i Sverige.

Vanligast binder fosfor till hydroxidkomplex, lermineraler och humusämnen. Fosfor kan även vid tillgång bindas till kalciumkarbonat (Tonderski m.fl., 2002). Takten i vilken fosfor bindes till kalciumkarbonat stimuleras utav ökande pH. Först vid en pH-nivå över 7 blir karbonat betydande för fosforuppbindingen. Samtidigt är fosfors komplexbinding med de olika hydroxiderna också pH-känslig. Då pH sträcker sig över 8 löses hydroxid-fosfat bindningar upp i accelererande takt. Omvänt är kalciumkarbonatets bindande förmåga känslig för sura miljöer. Bindning av fosfat till lermineral och humusämnen sker med hjälp av de olika hydroxiderna. Om vattnet är eller har belastats med avloppsvatten kan det förekomma sulfider som binder upp järn- och manganhydroxider och minskar möjligheten till retention av fosfor.

Betydelsen av vegetation i våtmarken

Växter tar upp näring främst under vår och försommar. Till hösten dör ettåriga växter och då frigörs majoriteten av näringsämnen tillbaka till vattnet (Tonderski m.fl., 2002). Fleråriga växter med kraftiga rotsystem, såsom vassbildande växter, transporterar istället ner näringsämnen till rötterna för lagring inför nästa säsong. Detta innebär att det blir en nettoupptagning av näringsämnen så länge växterna kan fortsätta breda ut sig (Tonderski m.fl., 2002).

Utöver näringsupptagning bidrar växter till ökad sedimentation (Tonderski m.fl., 2002). Både genom att föra ner suspenderat material till botten samt skydda sedimenterat material från att återgå till vattenmassan genom omrörning. Det är huvudsakligen förmågan att hålla kvar sedimenterat material på botten som ger en märkbar effekt på fosforretentionen.

Täta växtbestånd kan leda till att vattnet kanaliseras, det vill säga begränsas till vissa delar av våtmarken, eller att vattenströmmarna begränsas till skikt ovanför vegetationen. En ojämn fördelning av genomströmningen i en våtmark leder till att den hydrauliska effektiviteten minskar och därmed även upptagningen av fosfor (Tonderski m.fl., 2002).

Undervattenväxter, växtplankton och alger höjer under sin fotosyntes pH i vattnet, vilket kan leda till att fosfat frigörs om våtmarken är grund. Eftersom hydroxidföreningarnas bindning med fosfat på botten kan upplösas av en pH-nivå 8 eller uppåt, trots att botten är syresatt kan en grund våtmark inte hålla lika mycket fosfor som en djupare (Tonderski m.fl., 2002). Däremot har vassväxter såsom bladvass sina blad ovanför ytan, då sker fotosyntesprocessen utan kontakt med vattnet och påverkar således inte pH-värdet.

Betydelsen av djurlivet i våtmarken

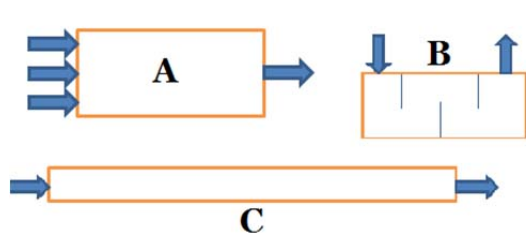
Djurlivet påverkar retentionen genom bioturbation, när fiskars och bottendjurs fysiska rörelser rör upp sedimentet i vattenkroppen (Tonderski m.fl., 2002). Dessutom påverkar fiskar fosforretentionen genom att äta djurplankton. Djurplankton är en viktig konsument av växtplankton eftersom växtplankton bidrar kraftigt till omfattningen av fotosyntesen och därmed påverkar vattnets pH-värde. För möjliga åtgärder mot detta, se avsnitt 3.3.4.

2.7.2 Utformning av dammar

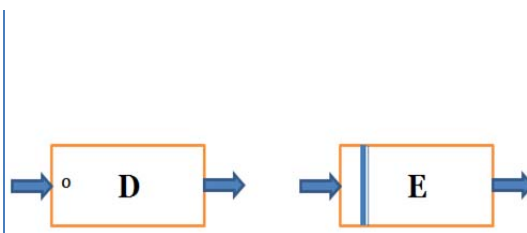
Har en damm en låg effektivitet är orsaken troligtvis dålig utformning (Tonderski m.fl., 2002). Formen och djupet på en damm påverkar vilka källor till turbulens som förekommer (vind- eller vattenströmmar). Turbulensen kan bidra till resuspension av redan sedimenterat material och därmed fosforläckage (Jordbruksverket, 2004; Tonderski m.fl., 2002). För att motverka resuspension bör ytan på dammen vara stor i relation till inflödet under höglödesperioder. Det rekommenderas att en fosfordamms yta bör vara 0,1-0,4 % av tillrinningsområdet (Johannesson, 2012).

Det finns ett flertal faktorer som påverkar hur effektiv utformningen av en damm är. Ett begrepp som ofta används är *hydraulisk effektivitet*, vilket är ett mått på hur väl den hydrauliska kapaciteten (vattenkroppen) i dammen utnyttjas. Idén är att motverka kanaliseringar då vattnet snabbt rinner igenom en begränsad del av ytan. Det är då omöjligt att uppnå en nämnvärd sedimentering av fosfor i dammen.

I en studie av Persson (1999) modellerades totalt 13 olika utformningar med avseende på hydraulisk effektivitet. Av de dammar som jämfördes var det tre som hade bra (figur 5) och två som hade tillfredsställande hydraulisk effektivitet (figur 6).



Figur 5 Dammutformningar med bra hydraulisk effektivitet ur Persson (1999). Damm A har ett inflöde i där flödet sprids ut på en större bredd med hjälp av exempelvis ett tvärgående perforerat rör. I B förlängs uppehållstiden med en meandering som sänker vattenhastigheten. I C är formen mycket långsmal.

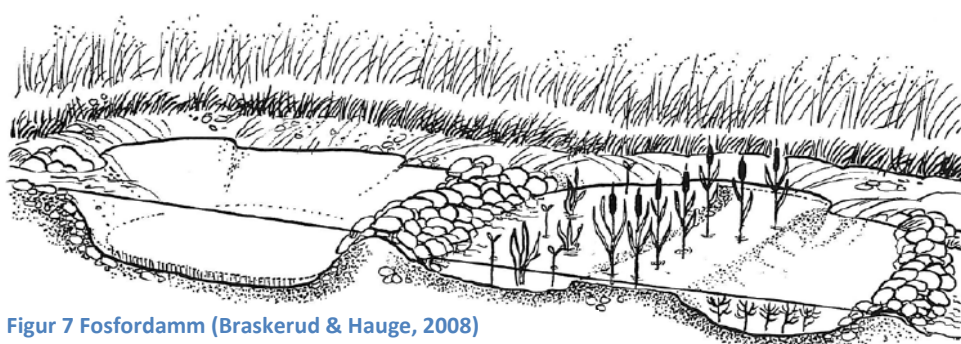


Figur 6 Dammutformningar med tillfredsställande hydraulisk effektivitet ur Persson (1999). I damm D placeras någon form av ö innanför inloppet. Damm E avgränsas inflödet till dammen med en mindre bank som måste översvämmas för att vattnet ska passera till resten av dammen.

Effektiviteten kan höjas genom att låta inflödet fördelas jämnt över hela ytan på dammen (Jordbruksverket, 2004). Därutöver bör utloppet på dammen inte placeras i närheten av inloppet. Detta för att eftersträva en utformning där vattnet passerar genom hela vattenmassan och som därmed utnyttjar den hydrauliska kapaciteten maximalt.

Genomgående bör en lång uppehållstid eftersträvas eftersom en större andel fosfor hinner sedimentera då flödeshastigheten är låg och flödessträckan är lång. (Jordbruksverket, 2004). Dessutom bör våtmarken omgärdas av flacka kanter för att undvika erosion, då kanterna lätt kan översvämmas vid högre flöden (Jordbruksverket, 2010). I övrigt ger ökad variation genom växlande vattendjup, tät vegetation och öar en ökad hydraulisk effektivitet.

I figur 7 visas hur en fosfordamm kan se ut med en djupare inloppsdel som medför att hastigheten på inflödet minskar och sedimentation kan ske av större partiklar. Djupet bör variera och över- och undervattenväxter som gynnar den hydrauliska effektiviteten (Braskerud & Hauge, 2008). Växterna bör inplanteras vid uppförandet av dammen då en naturlig tillväxt tar lång tid.



Figur 7 Fosfordamm (Braskerud & Hauge, 2008)

2.7.3 Skötsel av dammar

För att säkra en kontinuerlig nettoupptagning i en damm krävs att växterna skördas innan de fört ner näringsämnen till rötterna (Tonderski m.fl., 2002). Således är det väsentligt att behovet av skötsel beaktas redan vid planeringen så att dammen blir lättskött och inte placeras i ett område som är svåråtkomligt (Jordbruksverket, 2004). Skötseln utförs primärt för att öka den hydrauliska effektiviteten och förlänga omsättningstiden.

Genom bortförsel av växter kan retentionen öka i dammen. Om dammens huvudsakliga syfte är retention av fosfor är även bortförsel av sediment nödvändigt för att upprätthålla retentionsförmågan (Tonderski m.fl., 2002). Bortfört sediment och skördade växter kan återföras till åkermarker i gödslings syfte. Enligt Tonderski m.fl. (2002) kan en väl utformad damm generellt resultera i ett uttag av 50 kg fosfor per hektar våtmark och skörd.

2.7.4 Effektiviteten i Sveriges första fosfordamm

I en rapport av Kynkäänniemi m.fl. (2013) undersöktes effektiviteten av Sveriges första fosfordamm om 0,08 hektar under de två första åren efter anläggning. Fosfordammen anlades för ett tillrinningsområde om 26 hektar med huvudsakligen skogs- och jordbruksmark intill Bornsjön i Södertälje. Utformningen av den tvådelade dammen gjordes långsmal för ökad hydraulisk effektivitet. Vid inloppet anlades en djupdel för att sänka vattenhastigheten och initiera sedimentation. Resterande del utformades grundare med fleråriga övervattensväxter.

En sammanställning av fosforupptagningen från den undersökta våtmarken åskådliggörs i tabell 4. De angivna värdena är medelvärden från de två utredningsåren. Totalfosfor-koncentrationerna varierade kraftigt med årstiderna, bland annat på grund av stora variationer i inflödet och därmed uppehållstiden (Kynkäänniemi m.fl., 2013).

Tabell 4 Medelårsvärden från dammen vid Bornsjön (Kynkäänniemi m.fl., 2013)

Inflöde [m ³ /år]	Tot-P inflöde [mg/l]	Tot-P utflöde [mg/l]	Tot-P belastning [kg/(ha, år)]	Tot-P Retention Medeleffektivitet [kg/(ha, år)]	Tot-P Retention Effektivitet år 2 [kg/(ha, år)]
48000	0,3	0,18	193	69	84

Dammen har en god effekt då mätningarna visar på en dubbelt så hög fosforretention jämfört med andra svenska dammar med liknande belastning som inte anlagts eller utformats specifikt för fosforupptagning. Retentionsvärdena stämmer väl överens med det generella värdet på mängden fosfor som enligt Tonderski m.fl. (2002) går att få ut från sediment och skörd i en våtmark.

Snödjupet var under de två åren som undersökningen genomfördes mycket högre än normalt. Konsekvensen blev att snösmältningen var häftigare, vilket ledde till att uppehållstiden i dammen under dessa höga flöden blev mindre, så att retentionen minskade. Vid ett normalt snödjup under vintern kan den årliga retentionen troligen vara större än under studiens två år. När inflödet var som högst, 137 m³/h, förorsakades en nettoförlust av fosfor i dammen vilket indikerar att det vid för höga flöden inte är möjligt för fosfor att sedimentera.

Studien poängterar även vikten av skötsel i form av regelbunden sedimentborttagning för att undvika nettoförluster av fosfor vid höga flöden såsom snösmältning. Under de två åren studien pågick ansamlades 30 ton sediment, vilket medförde att den första av de två dammarna är halvfull efter sju år. Således måste den tömmas på sediment för att fosforretentionen ska vara fortsatt effektiv.

2.7.5 Utformning av skyddszoner

För att bromsa upp vattenflödet från åkermark och för att maximera mängden vatten som infiltrerar jorden innan det når vattendraget kan skyddszoner anläggas (Tonderski m.fl., 2002). Zonen ska fungera som ett sedimenterande filter för de ämnen, främst partikelbunden fosfor, som följer med ytavrinningen från åkern (LRF, 2010). Det är därför viktigt att zonen är bevuxen med ett växttäck som filtrerar partiklar och stabiliserar jorden. Växterna tar upp löst fosfor som näring och samtidigt bidrar till att sänka vattenhastigheten. Löst fosfor binds även upp i partiklar i marken, likt vid botten på en våtmark. Majoriteten av den fosfor som fångas upp i skyddszoner är partikelbunden (Jordbruksverket, 2012).

Jordarten i marken spelar en stor roll för infiltrationsförmågan. I lerjordar kan marken innehålla sprickor och porer där det kan ske ett snabbt flöde av vatten, med kraftigt minskad infiltration och därmed stora fosforförluster som följd (LRF, 2010).

Lutningen i skyddszonen ska, för att undvika erosion och därmed kanalbildning, vara flack (LRF, 2010). Vanligtvis är en bredd på 6 meter tillräcklig, men om marklutningen överstiger 1:10 behövs en bredare zon. En varierad utformning med en bredare zon på platser med mycket ytavrinning och en smalare zon på områden med mindre ytavrinning är mer kostnadseffektivt än en jämbred zon (Jordbruksverket, 2012).

2.7.6 Skötsel av skyddszoner

För att undvika förluster av den uppbundna fosfor är det viktigt med skötsel. Det kan ske i form av att klippa och föra bort vegetationen vilket är viktigt för att undvika att uppfångade näringsämnen frigörs när vegetationen vissnar eller bryts ner. Skötseln innebär även att förflytta ansamlad sedimentet från skyddszonen till exempelvis åkermark för återanvändning av fosfor (Jordbruksverket, 2012). Underhåll av skyddszoner är särskilt viktigt för att undvika att löst fosfor frigörs. För kontinuerlig fosforretention är det dessutom viktigt att ytskiktet hålls poröst genom att till exempel förhindra att maskiner kompakterar jorden (Tonderski m.fl., 2002).

2.7.7 Effektivitet i skyddszoner

Jordartens förmåga att binda fosfor, zonens storlek i förhållande till åkermarken, vegetation och hur väl den sköts är exempel på faktorer som påverkar skyddszoners effektivitet (Jordbruksverket, 2012). En hög effektivitet av minskat läckage av partikelbunden fosfor till vattendragen har fastställts. Däremot är skyddszoners effekt på löst fosfor, fosfat, mer osäker. Det har i vissa fall uppmätts en högre koncentration av löst fosfor i utflödet jämfört med inflödet till skyddszonen (Jordbruksverket, 2012).

Mätningar av totalfosforretentionen i nordiska skyddszoner har visat ett medianvärde på ca 40 %. Jordar med högt lerinnehåll gav lägre retention än grova jordar. Detta framförallt på grund av den lägre infiltrationen i lermaterialen (Jordbruksverket, 2012).

3. Litteraturstudie av åtgärder mot eutrofiering

Åtgärder för de olika fosforkällorna enskilda avlopp, jordbruk och sediment beskrivs i detta kapitel. Varje avsnitt behandlar aktuella åtgärder som kan sättas in för att minska utsläpp av fosfor från de olika källorna.

Informationen om avlopp berör enskilda hushålls roll och möjlighet att bidra till en förbättrad situation i vattendragen. Avsnittet om sediment är skrivet med kommunen i åtanke då det främst är dem som har möjlighet och resurser till sådana åtgärder. Jordbruksåtgärderna är utformade med enskilda jordbrukare som målgrupp. Avsnittet är tänkt att snabbt ge en uppfattning om vilka åtgärder som kan vara aktuella för jordbrukaren. Detta sker genom att varje åtgärd kortfattat inleds med tecken på olika typer av fosforläckage som kan reduceras med respektive lösning.

3.1 Åtgärder för minskade utsläpp från enskilda avlopp

Det ställs vissa krav på enskilda avlopp som måste uppfyllas, se avsnitt 2.3.5. Det är dock inte alltid garanterat att dessa krav uppfylls vilket exempelvis rapporten *Sammanställning inventeringar* av Thomas Lenberg (2014) visar på. En vidtagen åtgärd för minskat fosforutsläpp är att med hjälp av inventeringar se till att de enskilda avloppen uppfyller de krav som ställs. Om en inventering visar på otillräcklig rening läggs krav om åtgärd på ägaren. Om ägaren inte åtgärdar sin anläggning inom given tidsfrist kan kommunen förbjuda innehavaren vid vite att fortsätta släppa ut avlopp (NFS, 2006).

En annan åtgärd som kommunen kan vidta är att bygga ut det kommunala VA-nätet så att så många hushåll som möjligt kan anslutas. Om allt fler renar sitt avlopp i det kommunala reningsverket effektiviseras borttagningen av övergödande näringsämnen (Havs och vattenmyndigheten, 2013c). Priset i dagsläget för att ansluta sig till det kommunala VA-nätet (både dricksvatten och avloppsvatten) i Alingsås är 125 000 kronor (Tekniska förvaltningen Alingsås, 2014). För enbart avlopp kostar det 75 000 kronor.

En kommun kan dessutom uppmuntra till förbättring genom att informera kommunens invånare om konsekvenserna av undermålig avloppsrening på grundvattnet och omkringliggande vattendrag (Alingsås Kommun, 2013). I de fall då hushållen släpper ut sitt avlopp rakt ut i ett vattendrag kan vattenkvaliteten bli så pass dåligt att det kan innebära en direkt hälsofara.

3.1.1 Åtgärder i hushåll med enskilda avlopp

Många av hushållen med dåligt utrustade avloppsanläggningar ligger i områden med hög skyddsnivå, vilket tydliggörs av den fortlöpande inventeringen i kommunen (Lenberg, 2014). Exempelvis framgår att vissa områden runt Lobäcken, som klassats med hög skyddsnivå, har många undermåliga avlopp utan efterföljande reningssteg, se bilaga 5. I dessa fall krävs det stora insatser för att uppnå kraven, då många endast har en slamavskiljande två- eller trekammarbrunn. För att uppnå hög skyddsnivå när hushållet ligger intill ett vattendrag krävs en väl utformad markbädd som underhålls regelbundet (Avloppsguiden, 2014a). Infiltration är inte aktuellt då det kräver ett

längre avstånd till vattendraget för att fullständig rening av avloppsvattnet ska hinna uppnås (Naturvårdsverket, 2003).

Eftersom en markbädd kräver en yta på åtminstone 20-50 m² (Avloppsguiden, 2014a) är inte den lösningen aktuell för de som bor i tätortsområden (som syns i bilaga 5). Det är däremot en möjlig lösning för de som bor i områden med större tomter. En markbädd kan kosta mellan 20 000 - 60 000 kronor beroende på teknik, hur långa rören måste vara och hur mycket grävarbete som krävs (Avloppsguiden, 2011). Där markbädd ej kan användas måste ett minireningsverk anläggas då sådana lösningar inte kräver lika stor yta. Ett minireningsverk kostar åtminstone 50 000 kronor och då tillkommer även kostnader för kemikalier och underhåll (Avloppsguiden, 2011).

3.2 Åtgärder inom jordbruk mot fosforläckage

För jordbruksåtgärder utöver de som ingår i lagstiftning och bestämmelser finns det olika insatser som minskar fosforläckaget. Att som jordbrukare försöka sträva efter en nollvision, inga utsläpp av näringsämnen från sin åkermark, är inte rimlig eftersom all mark naturligt läcker näringsämnen (Jordbruksverket, 2013a). Däremot kan det eftersträvas att minimera läckaget så att det ligger på naturlig nivå.

Näringsläckaget från jordbruk drivs av erosion som följd av nederbörd (Jordbruksverket, 2013a). Framtidens klimat med mer nederbörd leder således till ökad erosion och ökat läckage av fosfor (SMHI, 2009c). Enligt Jordbruksverket (2013a) leder vanlig bearbetning av åkermark (plöjning, harvning och sådd) till att mer fosfor frigörs än från obrukad jord. Dessa processer kan inte undvikas helt. Istället får arbetet mot övergödning inriktas på att minska mängden näringsämnen som når ut i större vattendrag, sjöar och hav. Under transporten av näringsämnen via vatten sker retention i form av sedimentering eller näringsupptag i vegetation (Jordbruksverket, 2013a). Att öka retentionen är syftet med flertalet av de insatser som beskrivs nedan.

3.2.1 Anlägga en fosfordamm

Finns det dräneringsrör/diken som leder rakt ut i vattendraget i ler-, finsilt- eller mellansilt-områden med höga halter av lättlöslig fosfor (P-AL)? En fosfordamm skulle kunna minska mängden näringsämnen som når vattendraget och även innebära mindre fosforförluster för jordbrukaren genom återanvändning av sedimenterad fosfor i dammens sediment (Johannesson, 2012). Enligt Johannesson (2012) är en fosfordamms syfte att delvis binda löst fosfor men främst sänka vattnets hastighet och få partikelbunden fosfor att sedimentera. För att få en väl fungerande fosfordamm finns det många utformningskrav att uppfylla, de presenteras i avsnitt 2.7.2.

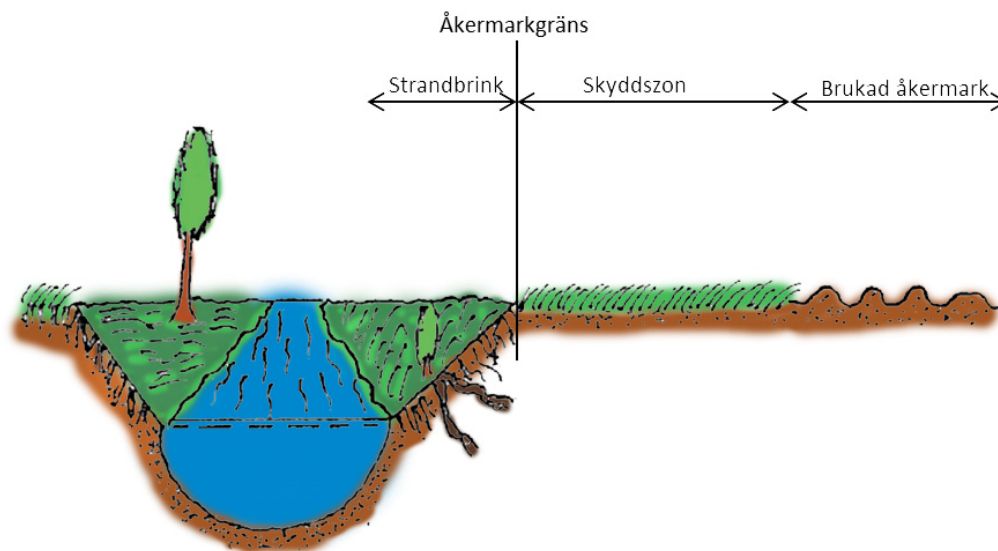
Det finns två direkta fördelar för jordbrukaren med att välja att anlägga en fosfordamm enligt Johannesson (2012). Den första är möjligheten att återanvända fosfor som läckt från jordbruksmarken, då det är en ändlig resurs som måste tas till vara på. Med en fosfordamm sluts till viss del fosfors kretslopp vilket sker genom att den fosfor som använts i gödsel men inte blivit upptagen utav växterna/jorden följer med vattnet i dräneringsledningarna/dikena. I dammen avskiljs mellan 25-45% (Johannesson, 2012) av fosfor i vattnet. Denna kan sedan grävas upp och återbrukas på jorden. Detta innebär en ökad utnyttjandegrad av det tillförda gödslet. Den andra

fördelen är ekonomiskt bidrag för att anlägga en fosfordamm. I den nya jordbrukspolitiken 2015 kommer det under *övriga jordbrukarstöd 2015* finnas en miljöinvestering ”-anlägga och restaurera våtmarker och dammar för förbättrad vattenkvalitet” (Jordbruksverket, 2014h) att söka ersättning för. Krav på utformning med mera kommer behöva uppfyllas för att ersättning ska utbetalas. Informationen om bestämmelser finns hos Länsstyrelsen (Jordbruksverket, 2014i).

3.2.2 Anlägga en skyddszon

Finns det problem med ytavrinning, bildas rännilar nära vattendraget och ser vattnet lergrumlat ut? Då är en skyddszon en lämplig åtgärd att vidta. En skyddszon benämns ibland även kantzon, randzon eller buffertzon. Skyddszonen bromsar upp vattnet och tvingar det att istället ta vägen genom marken och infiltreras. Då avskiljs bland annat jordpartiklar och näringsämnen främst i form av partikelbunden fosfor (LRF, 2010). Enligt Lantbrukarnas Riksförbund (2010) är även skyddszoner en bra buffertzon vid översvämning främst under vinterhalvåret då jordbruksmarken ofta är glesbevuxen och det är risk för näringsförluster. Mer information om hur en skyddszon fungerar finns i avsnitt 2.7.5.

En skyddszon anläggs på åkermark som gränsar till vattendrag (se figur 8), det vill säga i utkanten utav åkern. Den är mellan 6 och 20 meter bred och följer parallellt utmed vattendraget (LRF, 2010). Mellan vattendraget och skyddszonen finns oftast en så kallad strandbrink som ska förhindra erosion. I skyddszonen får varken gödsel eller bekämpningsmedel spridas och den får inte heller bearbetas.



Figur 8 Tvärsnittprofil av en skyddszon

Fram till och med år 2013 var det möjligt att göra ett åtagande gällande skyddszoner på en femårsperiod och söka miljöersättning för det (Jordbruksverket, 2014a). I och med den nya jordbrukspolitiken som börjar gälla 2015 är det inte möjligt att ansöka om åtagande gällande skyddszon förrän 2016. Kriterierna som ska uppfyllas för att

kunna få ersättning för skyddszoner är inte fastställda i dagsläget (den 16 april 2014) och kan komma att skilja sig från tidigare års kriterier (Jordbruksverket, 2014a).

3.2.3 Förbättrad dränering med kalkinblandning i återfyllnaden

Är åkermarken ofta blöt och är anledningen dålig dränering? Då skulle dräneringsarbete i form av täckdikning med kalkinblandning i återfyllnaden vara en möjlig åtgärd. Om grundvattnet går upp i matjorden (0-23 cm från ytan) som är fosforberikad är risken stor för höga fosforförluster (Johannesson, 2012). Med en förbättrad dränering, genom en sänkt grundvattennivå, minskas fosforförlusterna eftersom den oorganiska fosforkoncentrationen är lägre längre ner i marken. När åkern ändå är uppgrävd för dräneringsledningarna kan jordbrukaren genom att blanda i ett reaktivt material (strukturkalk) i återfyllnaden av den uppgrävda marken minska fosfor läckaget ytterligare. Det sker eftersom strukturkalken leder till en jämnare och effektivare infiltration av fosfor (Johannesson, 2012). Det finns dock ingen ersättning att söka för denna åtgärd.

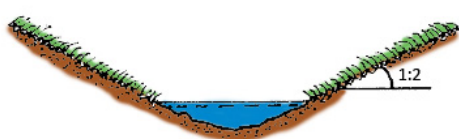
3.2.4 Strukturkalkning av åkermarken

Finns problem med ytavrinning och dålig infiltration trots bra dränering? Då kan strukturkalkning av hela åkern som åtgärd leda till förbättrad markstruktur, med mindre ytavrinning och jämnare infiltration samt högre skördar (Larsson & Gyllström, 2013). För att strukturkalkning ska kunna ge ett lyckat resultat krävs en lerhalt i jorden på minst 15 % (Bång m.fl., 2012). Även fördelningen av finlera och grovlera samt vilka lermineral som finns kan påverka effektiviteten. Vid strukturkalkning skapar den tillförda släckta- eller brända kalken stabilare aggregat i jorden där även vatten stängs in (Bång m.fl., 2012). Bång m.fl. (2012) redogör för att jorden verkar torrare och grynigare efter en strukturkalkning. Viktigt vid strukturkalkning är att kalken direkt bearbetas ner i jorden efter spridning. Vid en bra genomförd strukturkalkning kan den partikelbundna fosforförlusten minskas med cirka 36 % (Bång m.fl., 2012) och vara i cirka 20 år (Greppa Näringen, 2012b). Bränd och släckt kalk är dyr att använda men kostnaden utjämnas oftast utav en ökad skörd och mindre jordbearbetning (Larsson & Gyllström, 2013).

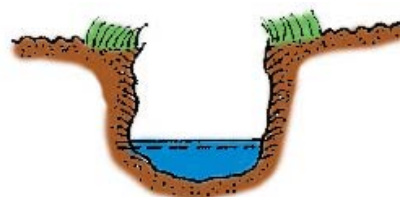
3.2.5 Dikets utformning

Diken utsätts kontinuerligt för flödande vatten och därmed erosion. Erosion leder till att mer partikelbunden fosfor frigörs vilket påverkar näringsämnesbidraget till sjöar och hav (Johannesson, 2012). Följande förhållanden är viktiga för att minimera erosionen i ett dike:

- Formen på diket ska vara ett V istället för ett U (LRF, 2010) se figur 9 och 10
- Släntlutningarna ska vara mellan 1:1,5 till 1:2¹⁰ (Johannesson, 2012)
- Slänterna i diket ska vara gräsbevuxna (Johannesson, 2012)



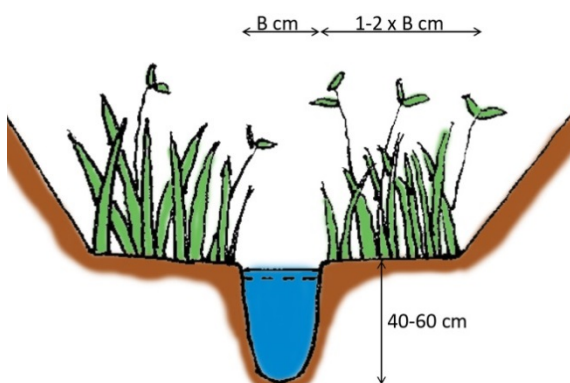
Figur 9 V-dike



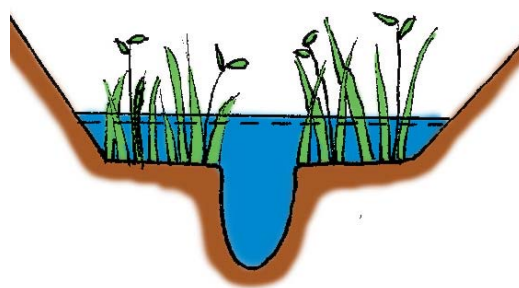
Figur 10 U-dike

3.2.6 Anläggning av tvåstegsdiken

Problem med översvämning och ständig erosion i diken? Ett tvåstegsdike har högre vattenkapacitet än ett vanligt dike (Johannesson, 2012). Att anlägga tvåstegsdiken innebär att den befintliga dikesfåran bibehålles men utvidgas på båda sidor om diket, se figur 11. Terrassen på vardera sida ligger på en höjd cirka 40-60 cm ovanför botten av mittfåran och har en bredd en till två gånger bredden av mittfåran (Johannesson, 2012).



Figur 11 Tvåstegsdike vid normalflöde



Figur 12 Tvåstegsdike vid högflöde

Vid normalt vattenflöde ligger vattennivån i mittfåran men vid högt flöde hamnar terrasserna under vatten, se figur 12 (Jordbruksverket, 2013c). Det är oftast vid högt flöde som näringstransporten är stor och erosionen betydande. Tvåstegsdikets bredare tvärsnitt ger en lägre flödes hastighet vid högt flöde och leder således till minskat näringsläckage samt mindre erosion (Jordbruksverket, 2013c).

Underhållsinsatsen för tvåstegsdiken jämfört med traditionella diken blir mindre till följd av minskad erosion (Jordbruksverket, 2013c). Dock måste växtligheten på terrassen klippas och föras bort en gång om året samt så krävs det att diket grävs ur för att få bort sedimenterat material (Johannesson, 2012). En ny miljöinvestering har tagits fram (under *övriga jordbrukarstöd 2015*) för anläggning av tvåstegsdiken som kan sökas från och med 2015 (Jordbruksverket, 2014h). Än så länge (den 16 april 2014) har inga ersättningskrav publicerats.

3.2.7 Anläggning av fosforfilter

Fosforfilter är under utveckling men befinner sig än så länge bara på forskningsnivå. Johannesson (2012) redogör för utmaningen att hitta en lösning som fungerar på så stora volymer vatten från jordbruk. Vanliga sandfilter klarar att avskilja partikelbunden fosfor från vattnet, men för att nå den lösta krävs ett fosforbindande material som exempelvis kalk. För installation av fosforfilter krävs en teknisk anläggning i ett befintligt täckdike som ligger under tjäldjupet. Svårigheterna med att få ett filter att fungera effektivt är att få tillräcklig uppehållstid mot filtermaterialet, få vattnet att spridas över hela ytan samt undvika att filtret sätts igen. Anläggning av en fosfordamm före filtret minskar risken för igenslamning. Även efter installation nämner Johannesson (2012) att filtren har en hög materialåtgång. Vid låg kalkkoncentration i filtret är pH lågt och fosfor kan frigöras ut i vattnet igen. Detta gör det till en dyr

metod, då filtermaterialet måste bytas ut och dammen skötas om. Det finns inte någon ersättning att söka för anläggning av en filteranläggning.

3.2.8 Ändrade jordbruksmetoder

Det finns många sätt att genom små förändringar i sitt brukande minska fosforläckaget. En del av arbetet kan innefatta att vara medveten om fosforhalten i åkermarken och gödsla efter grödans och markens behov. Det gäller främst gödsling med stallgödsel (Bång m.fl., 2012). Andra sätt enligt Bång m.fl. (2012) är vårbearbetning, nedbrukning och myllning av gödsel samt reducerad jordbearbetning. Resultaten gällande effekten på fosforläckaget från ovanstående åtgärder är osäkra men visat stor positiv inverkan på kväveläckaget.

3.3 Åtgärder mot den sedimentbundna fosfor

Fosfor binds i bottensediment genom kemiska processer. De lättlösliga föreningarna finns lagrade i botten tills dess att det hamnar i en syregasfattig miljö, kontakt med högt pH eller omrörning i sedimentet (Persson, 1998b). Då frigörs den lättlösliga fosfor till vattnet. Resultat av de åtgärder som görs mot externa fosforkällor kan bli fördröjda med flera år om ingenting görs mot en hög intern fosforbelastning (Nilsson, 2005). Det finns flera metoder för att handskas med sedimentsbundet fosfor.

3.3.1 Användning av flockningsmedel

Syftet med att använda flockningsmedel är att få den lättlösliga fosfor i sedimentet att bilda en annan mer svårlöslig förening som gör att fosfor stannar i sedimentet (Nilsson, 2005). Metoden är densamma som används för att avskilja fosfor i reningsverk. Flockningsmedlet utgörs vanligtvis av aluminium som sprutas ner på botten och reagerar med fosfor. Effekten av behandlingen gör att det direkt frigörs mindre fosfor från sedimentet (Nilsson, 2005).

Just nu pågår ett forskningsprojekt inom BalticSea2020 där ett nytt, billigare, granulat som delvis eller helt ska kunna ersätta aluminium som bindemedel för att hålla kvar fosfor i sedimentet (BalticSea2020, 2013).

3.3.2 Muddring

Muddring går ut på att bli av med bottensedimentet, som innehåller den oönskade fosfor, genom att gräva bort eller suga upp sediment (Nilsson, 2005). Vid sådan behandling grumlas vattnet och de bottenlevande djur- och växterna försvinner men de återkoloniserar botten förhållandevis snabbt. Grumlandet av vattnet frigör dock mer näring till vattnet vilket kan resultera i kraftigare algbloomningar åren efter vidtagen åtgärd (Nilsson, 2005).

3.3.3 Syresättning av botten

Eftersom syrebrist är en anledning till att fosfor frigörs från sedimentet (Persson, 1998c) kan detta minskas genom att syresätta botten. Det görs genom att antingen pumpa bort syrefattigt bottenvatten, pumpa ner syrerikt vatten eller cirkulera vattnet i sjön (Nilsson, 2005).

3.3.4 Reduktionsfiske mot karpfisk

Genom att minska mängden mört, braxen eller annan karpfisk genom reduktionsfiske kan fiskarnas bidrag till övergödningen minska (Bernes m.fl., 2013). Fiskarna rör upp sediment från botten i jakt på djurplankton och på så sätt frigörs den fosfor som finns lagrad i sedimentet (Tonderski m.fl., 2002). Även de djur som lever på botten rör upp sediment i vattnet när de rör sig och gräver gångar. För att upprätthålla mindre omrörning i sedimentet kan det bli aktuellt att upprepa reduktionsfisket (Bernes m.fl., 2013).

Utöver att röra upp sediment bidrar sötvattenfiskerna till övergödningen ytterligare då en del av deras föda består av djurplankton. Det är viktigt att djurplanktonpopulationen består, då de är den största konsumenten av växtplankton och planktonalger (Larsson m.fl., 2013). En alltför stor population växtplankton eller planktonalger leder till en obalans i ekosystemet med algbloomning som följd vilket kan medföra syrebrist vid botten. En kombination av reduktionsfiske och inplantering av rovfiskar kan således hjälpa till att hålla beståndet av karpfiskar begränsat enligt Bernes m.fl. (2013).

4. Metod för de praktiska momenten

I detta kapitel behandlas metoden för de teoretiska översvämningsberäkningarna samt metodiken bakom fosforanalysen av sediment ifrån Antens botten. Avslutningsvis redogörs det för en uppskattning av våtmarksareal för Mellbyåns avrinningsområde.

4.1 Översvämningsberäkningar för Mellbyån

En beräkning av hur stora områden kring Mellbyån, på sträckan mellan Sollebrunn och åns utlopp i sjön, som årligen översvämmas har utförts. Uppskattning har genomförts i flera steg däribland fältmätningar av vattendjup och vattenhastighet, uppskattning utav friktionsförluster, beräkning av nya vattendjup vid ett årshögsta medelflöde, modellering i GIS och utvärdering av hur stort fosforbidrag som översvämningen ger.

Vid kartläggning av hur stora områden som översvämmas utnyttjades teorin kring kanalströmning. För tillämpning krävdes vissa indata gällande förutsättningarna i Mellbyån som redovisas i *metodik för kanalströmning* (4.1.1.).

4.1.1 Metodik för kanalströmning

I kanalströmningsteorin finns det ett samband mellan vattendjup och vattenhastighet i kanaler genom energiekvationen (Häggström, 2009).

Energiekvationen mellan två tvärsnitt:

$$z_1 + y_1 + \alpha \frac{U_1^2}{2g} = z_2 + y_2 + \alpha \frac{U_2^2}{2g} + h_f \quad (1)$$

Där friktionsförlusterna är:

$$h_f = \frac{U_m^2 \cdot L}{M^2 \cdot R_m^{\frac{4}{3}}} \quad (2)$$

z = tvärsnittets geografiska höjd, meter över havet [m]

y = tvärsektionens vattendjup [m]

α = Korrektionsfaktor, medelvärde 1,3 i naturlig strömfåra

U = tvärsektionens genomsnittliga hastighet igenom tvärsnittet [m/s]

g = gravitationskonstanten [m/s²]

h_f = friktionsförluster [m]

U_m = medelhastigheten mellan de två tvärsnitten där beräkningen genomförs [m/s]

L = längd mellan tvärsnitten [m]

M = Mannings tal [m^{1/3}/s]

R_m = medelvärde av den hydrauliska radien för de två tvärsnitten som beräkningen genomförs på [m]

$$R = \frac{A}{P} \quad (3)$$

A = Tvärsnittens vattenarea [m²]

P = Våta perimetern [m] kontaktytan mellan vattnet och kanalens tvärsnitt

Vid tillämpningen av kanalströmningsteorin på Mellbyån förenklades tvärsnitten till rena geometriska former för att enklare beräkna vattendjupen vid översvämning. Följande antaganden gjordes för kanalen mellan tvärsnitten:

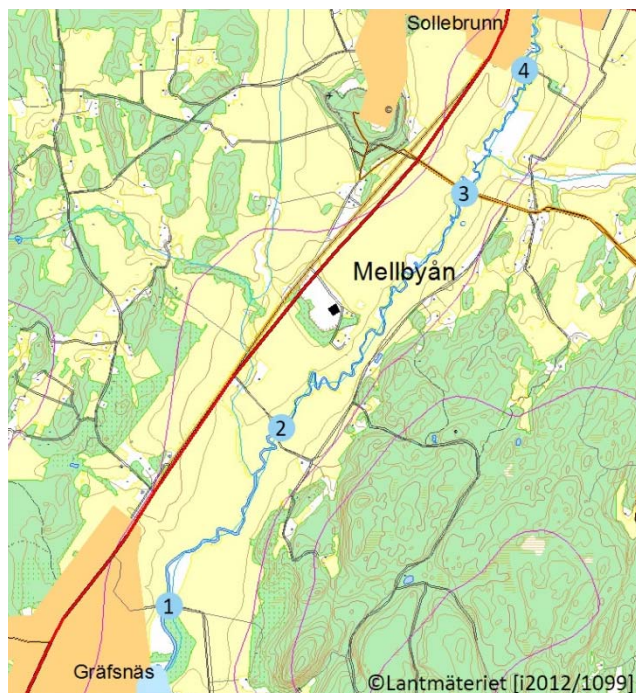
- Tvärsnittsareans förhållande mellan olika tvärsnitt är linjärt
- Förhållandet mellan olika tvärsnitts vattenflöden är linjärt

För att kunna utföra beräkningen av vattendjup i olika tvärsnitt krävdes indata i form av: tvärsnittens geometri (utseende), vattenhastighet och motsvarande vattendjup, åns längd och avståndet mellan tvärsnitten.

4.1.2 Fältmätningar av vattenhastighet och vattendjup samt kartanalys

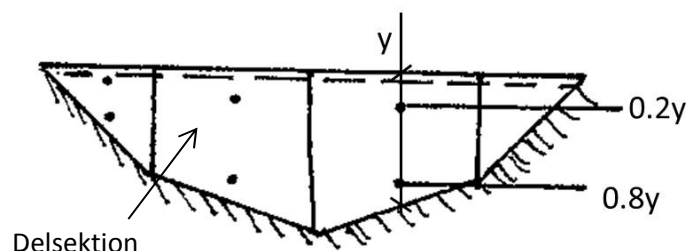
På fyra platser, längs med Mellbyån, uppmättes vattenhastighet och vattendjup (se figur 13).

Tvärsnittens geometri, på de olika platserna, i form av den omgivande markens lutning, bottens utformning och det största vattendjup som fåran har (utan att omgivande mark hamnar under vatten) uppskattades utifrån fältstudier på plats. För att få en god uppfattning om tvärsektionernas geometri mättes vattendjupet på flera punkter i respektive tvärsnitt. Mellan de olika djupen, i respektive tvärsnitt, antogs en linjär förändring (se bilaga 6).



Figur 13 Tvärsnittens positioner (numrerade 1-4)

Med hjälp av en hydrometrisk flygel uppmättes vattenhastigheten i de fyra mätvärde som möjligt delades tvärsnittet in i olika delsektioner och vattenhastigheten mättes vid två punkter i var och en av dessa. Den ena mätning gjordes vid ett djup på $0,2y$ och den andra på ett djup av $0,8y$, där y är sektionens genomsnittliga vattendjup (se figur 14).



Figur 14 Tvärsnitt med delsektion och punkter för hastighetsmätning

Med kartanalys mättes längden (L) mellan tvärsnitten och höjden (z) i meter över havet med hjälp av Google Maps elevationskarta (Google, 2010).

4.1.3 Vattennivåberäkning

Vattenhastigheten beräknades enligt *hastighet-areametoden* beskriven av Häggström (2009). Totalflödet (Q) genom hela tvärsnittet beräknades som en summa av medelhastigheten i en delsektion multiplicerat med dess area, se ekvation 4.

$$Q = \sum U_i \cdot A_i \quad (4)$$

Det totala flödet för respektive tvärsnitt dividerades därefter med den totala arean för att få fram medelhastigheten i tvärsnittet.

Manningstal beräknades för de tre sektionerna utifrån energiekvationen (ekvation 1). Därpå genomfördes passningsräkning för att beräkna nya vattendjup vid ett högt flöde på 5,83 m³/s, även detta med energiekvationen (SMHI, 2011a). Flödet som användes är ett medelvärde av varje års högsta dygnsvattenflöde mellan åren 1981 och 2010. I beräkningen antogs det att när vattennivån når ett djup som överstiger åns kant så ökar tvärsnittets area linjärt enligt den uppskattade marklutningen. Beräkningarna har utförts i MATLAB, programkoden återfinns i bilaga 7.

Ett antagande gällande vattenhastigheten i det översvämmade tvärsnittet har gjorts i beräkningen. Vattenhastigheten är högst i kanalen samtidigt som största vattentransporten sker utanför. Det kan därför antas att medelhastigheten motsvaras av det totala flödet genom den totala tvärsnittsarean, enligt en studie av Jordbruksverket (2013c) gällande tvåstegsdiken.

Vattennivåerna (m ö.h.) beräknades genom att addera elevationerna, för åns botten, till respektive vattendjup. Framräknade nivåer skickades till Alingsås kommuns GIS-enhet för att illustrera vattenutbredningen och för att se hur stora områden som översvämmas. Från GIS-enheten mottogs kartor över översvämmad mark utifrån vilka storleken drabbad total mark respektive åkermark togs fram.

4.1.4 Fosfortransportsberäkning

För en uppskattning av mängden fosfor som efter översvämning transporteras till Anten har två olika värden på hur mycket fosfor som frigörs från åkermark under en viss tidsperiod använts.

Det första värdet kommer från Kronvang m.fl (2011) och Hoffmann (2011) och det är baserat på översvämning av dansk åkermark:

$$\frac{1 \text{ kg fosfor}}{\text{ha} \cdot \text{dygn}} \quad (5)$$

Det andra värdet är baserat på en studie av Mulqueen, Rodgers och Scally (2004) gällande jordbruksmark utsatt för kraftig avrinning i Bellgrove, Irland:

$$\frac{0,44 \text{ kg fosfor}}{\text{ha} \cdot 12h} \quad (6)$$

Antalet kg fosfor som avges från jorden under ett år beror av hur många dagar som marken är översvämmad. Enligt Kronvang m.fl. (2011) kan antalet översvämmade dagar på ett år uppskattas utifrån 5-10 gånger antalet dagar med högt flöde. I SMHI (2011a) studerades dygnsmedelflödena och där bedömdes det att ett högt flöde uppnåddes två eller tre dagar per år.

4.1.5 Jämförelse

Slutligen jämfördes översvämningens uppskattade fosforbidrag med åkermark och enskilda avlopps fosforutsläpp till Anten enligt Andersson m.fl., se tabell 5.

Tabell 5 Fosforutsläpp från källorna åkermark, enskilda avlopp och reningsverk (Andersson m.fl., 2013)

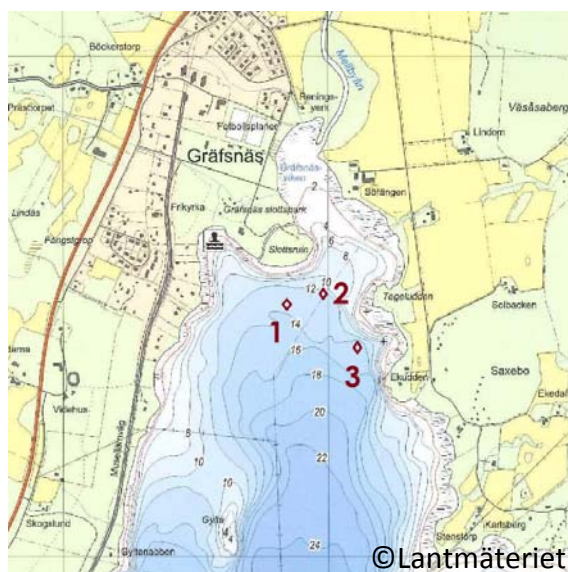
Utsläppskälla	Totalfosfor [ton/år]
Åkermark	1,462
Enskilda Avlopp	1,590

4.2 Sedimentanalys

Analysen av fosfatfosfor i sediment är en sammanställd metod som utgår från ett flertal liknande försök som gjorts i syfte att studera fraktionering av fosfor i sediment (Gunnarsson, 1997; Olila, Reddy, & Harris 1994; Kapanen, 2011; Huser & Rydin, 2005; Persson, 2010). De utgår alla från standardmetoden beskriven av Psenner m.fl. (1988) och Hietjies & Liklema (1980).

4.2.1 Sedimentprovtagning

De tre proverna för analys togs på ett djup av 12-13 meter, uppmätt med ekolod. Provpunkterna valdes i norra Anten cirka 600 meter från Mellbyåns utlopp. Se figur 15 för karta.



Figur 15 Karta över provtagningspunkter 1, 2 och 3 i Norra Anten.

Provtagningen genomfördes med en Ekmanhuggare som är en enkel form av sedimentprovtagare. På grund av otillräcklig räckvidd med utrustningen begränsades provtagningen från ackumulationsbotten på 26 meters djup till 13 meter. Detta ledde till att proven togs närmare Mellbyåns inlopp än önskat. Sedimentproven omfattade cirka 20x20 cm² i yta och ett djup på 4 cm. Varje prov bestod av cirka 300 gram sediment och hölls kylda vid en temperatur kring 4°C i kylbox och kylskåp fram till analys. Hälften av var prov skickades till SWEDAC ackrediterade Erkenlaboratoriet (SWEDAC, 2013) i Norrtälje för fosforfraktionering samt analys av totalfosfor. Resterande del av provet användes till en enklare analys av fosforfraktioner på WET-laboratoriet, Chalmers miljökemiska laboratorium för miljö och vattenteknik.

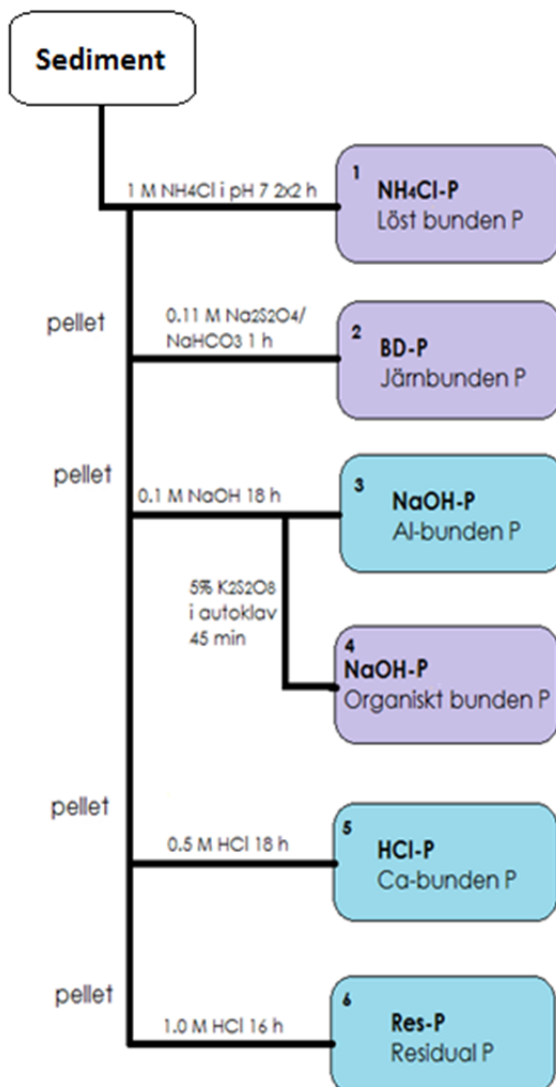
4.2.2 Utförande av fosforfraktionering

På Erkenlaboratoriet utfördes fosforfraktioneringen och totalfosforanalysen enligt Psenner m.fl. (1988), Hieltjes & Likhlema (1980), Ahlgren & Ahlgren (1976) samt egen metodik. Fraktionerna som togs fram var löst bunden (NH₄Cl-P), järnbunden (BD-P) samt aluminium- och organiskt bunden (NaOH-P) fosfor, motsvarande steg 1, 2 och 3+4 i schematisk figur 16 nedan.

Analysen på WET-laboratoriet genomfördes på prover vid rumstemperatur i begränsad omfattning med enklare mätmetoder. Försöket gjordes för att avgöra om detta kunde ge en likvärdig uppskattning av den rörliga fosfor i sedimentet som Erkenlaboratoriets resultat.

För att ta fram torrvikten sediment vägdes 10-12 gram vått sediment upp i degel som sedan torkades i ugn under 75 timmar vid 70°C för att därefter vägas igen och beräkna skillnaden. Torrvikten användes följaktligen för att kunna ta fram hur mycket fosfat som sedimentet innehöll eftersom uppmätta koncentrationer var extraherade prov, fosfat löst i vatten.

Fosforfraktionering utfördes enligt steg 1-4 enligt figur 16, för att ta fram löst bunden, järnbunden, aluminiumbunden och organiskt bunden fosfor. Tre replikat gjordes för varje prov och i resultatet



Figur 16 Schematisk bild över fosforfraktionering. Lila indikerar den rörliga fosfor i sedimentet. För detaljerad beskrivning av genomförande se laborationsjournal i bilaga 2.

redovisas ett medelvärde av dessa. För detaljerat genomförande se sammanställd laborationsjournal utifrån Psenner m.fl. (1988) och Hieltjes & Liklema (1980) i bilaga 2.

4.2.3 Mätning, beräkning och jämförelse

Halten fosfat (PO_4^{3-}) från alla extraktioner mättes på WET-laboratoriet med HACH²¹, metod 82, inom området 0,02-2,50 mg fosfor per liter. Uppmätt halt räknades om till μg fosfor per gram TS (torrvikt sediment). För värden över maxgränsen späddes prov med milli-Q vatten och ny mätning gjordes. För kontroll av HACH-reagensens inverkan på resultatet utfördes en kontroll genom att tillsätta reagens till ett milli-Q-prov.

På Erkenlaboratoriet utfördes mätningen på utspädda prover med spektrofotometer i μg P/l. Den genomsnittliga fosfathalten sett till areal togs därefter fram utifrån Erkenlaboratoriets resultat. Beräkningarna genomfördes utifrån antagandet att sedimentdensiteten är $1,00 \text{ g/cm}^3$. I enlighet med JP Sedimentkonsult HB (2013) som ger värden nära 1,00 och antaganden av Lindhe (2007) kring sedimentdensitet. Bottenarean har approximerats till ytarean av sjön, det vill säga $18,4 \text{ km}^2$. För redovisning av beräkningar se Bilaga 3.

Resultaten utvärderades med hjälp av jämförelsedata från Erkenlaboratoriet, Bilaga 1, samt resultat ur rapporter och projekt vid liknande genomförda fraktioneringar (till exempel Rydin, 2008; Lindhe, 2007; Rydin, 1999; Arvidsson & Rydin, 2013).

4.3 Beräkning av våtmarksareal

För att få fram en storlek på den våtmark som skulle krävas för att avskilja all retentionsmöjlig fosfor som årligen transporteras i Mellbyån gjordes tre överslagsberäkningar. Först uppskattades den totala fosfortransporten genom ån baserat på mätvärden på fosforkoncentrationen i ån tillsammans med den totala vattenföringen, skattad utifrån ett årsmedelflöde. I en förenkling antogs att all fosfor i den beräknade totaltransporten var retentionsmöjlig.

Fosforkoncentrationen i Mellbyån har uppmätts vid sju tillfällen på två platser under perioden 2010 – 2013. Totalfosfor i proverna uppmättes i snitt till 0,06 mg/l respektive 0,09 mg/l (Miljöskyddskontoret i Alingsås kommun, 2014). Flödet i samma område (avrinningsområde 3752 med tillflöden inräknade) beräknades i SMHIs S-HYPE modelleringar i snitt till $1,24 \text{ m}^3/\text{s}$ under årsintervallet 1999-2012 (SMHI, 2012). SMHI har i S-HYPE modellen, utöver flödesdata, uppskattat totalfosfortransporten som sker i Mellbyån till 3184 kg per år (SMHI, 2012).

Med årsmedelflödet på $1,24 \text{ m}^3/\text{s}$ och totalfosforkoncentrationer på 0,06 mg/l respektive 0,09 mg/l erhöles fosformängder i Mellbyån på 2346 kg/år respektive 3519 kg/år.

För att ta fram våtmarksarealen för avskiljningen användes fosformängderna från både Miljöskyddskontoret och SMHIs modellering tillsammans med de två effektivitetsvärdena från studien som utfördes av Kynkäänniemi m.fl. (2013).

²¹ HACH är ett mätinstrument med möjlighet till olika analyser av vatten och andra vätskor som vanligtvis är avsedd för fältstudier.

Fosfordammen studerad av Kynkäänniemi m.fl beräknades ha en förmåga att i snitt retendera 69 kg P/(ha, år) under dammens första två år. Under studiens andra år, då vegetationen växt till sig bättre, uppmättes den effektiva fosforretentionen till 84 kg/(ha, år).

Ett annat sätt att uppskatta de våtmarksarealer som skulle krävas för Mellbyån är att använda de rekommendationer som anges i Johanneson (2012). De ger däremot inte en areal för total avskiljning av fosfor, utan en storlek för avskiljning mellan 25 - 45 %. Då beräknades storleken på våtmarken utgöra mellan 0,1 – 0,4 % av Mellbyåns avrinningsområde om 91,5 km².

5. Resultat

I det här kapitlet redovisas resultaten gällande översvämning, sedimentanalys och beräkning av våtmarksareal.

5.1 Översvämningsresultat

Från fältmätningar och kartanalys har tabell 6 nedan sammanställts. z är tvärsnittets geografiska höjd, y representerar vattendjupet vid fältmätningen, U är medelvattenhastigheten vid fältmätningen, A motsvarar vattenarean i tvärsnittet och L är längden från tvärsnitt fyra till respektive tvärsnitt.

Tabell 6 Sammanställning av indata för vidare beräkning av vattendjup

Tvärsnitt	z [m ö.h.]	y [m]	U [m/s]	A [m ²]	L [m]
1	65,00	2,65	0,11	20,35	6200
2	66,50	2,00	0,12	9,50	4600
3	67,50	1,70	0,11	11,65	1900
4	72,80.	1,20	0,11	5,85	-

Resultaten för beräkning av vattendjup och vattennivå vid tvärsnitten redogörs i tabell 7. Tvärsnitt fyra är antagen vattennivå vid högt flöde och utgångspunkt för beräkningar av 1, 2 och 3 vattendjup.

Tabell 7 Vattennivåer vid tvärsnitt 1-4 vid medelvärdet av varje års högsta dygnsvattenföring

Tvärsnitt	Vattendjup [m]	Vattennivå [m ö.h.]
1	3,59	68,59
2	2,83	69,33
3	3,56	71,06
4	3,83	76,63

Från Alingsås GIS-enhetens framtagna karta (se bilaga 4) kunde översvämmad mark uppskattas till cirka 100 ha, varav cirka 80 ha är odlad åkermark. Det totala fosforbidraget till Anten från översvämningen beräknat på Kronvang m.fl. (2011) och Mulqueen, Rodgers & Scally (2011) samt 10 eller 15 översvämningsdygn per år och redovisas i tabell 8.

Tabell 8 Frigjord fosfor från översvämningsdygn per år till Anten

Värde från studie	Frisläppt P med 10 översvämningsdygn per år [kg]	Frisläppt P med 15 översvämningsdygn per år [kg]
Kronvang m.fl.	800	1200
Mulqueen, Rodgers & Scally	704	1056

I vidare utvärdering och diskussion behandlas endast det beräknade fosforbidraget baserat på 10 dagars översvämning samt Kronvangs värde. Detta för att visa på ett

minimumbidrag grundat på översvämning vid svenskliknande förhållanden som även Greppa näringen genom Hoffman (2011) behandlar.

5.2 Resultat av Sedimentanalys

Resultaten av uppmätta halter i WET-laboratoriet och Erkenlaboratoriet gällande den rörliga fosfor i sedimentet redovisas nedan. Reagenskontrollen i WET-laboratoriet gav inget utslag, därför behövdes inga resultat justeras. Resultaten för analysen i WET-laboratoriet åskådliggörs i tabell 9.

Tabell 9 Fosforfraktionering i WET-laboratoriet

Prov	Vattenhalt (%)	NH ₄ Cl-P Löst bunden P [µg P/g]	BD-P Fe-P [µg P/g]	NaOH-P Al- och Organisk-P [µg P/g]
1	78,6	153	1627	3593
2	73,1	185	3104	3189
3	74,2	182	3700	2257

Resultaten av Erkenlaboratoriets fosforanalys åskådliggörs i tabell 10. Halterna redovisas i µg P/g TS med procent av det totala fosforinnehållet inom parantes.

Tabell 10 Fosforfraktionering i Erkenlaboratoriet

Prov	Vattenhalt (%)	NH ₄ Cl-P [µg P/g, %]	BD-P [µg P/g, %]	NaOH-P [µg P/g, %]	Rest-P Tot-P-alla fraktionssteg [µg P/g, %]	Tot-P [µg P/g]
1	79,3	10 (0,6)	300 (17,7)	630 (37,0)	760 (44,7)	1700
2	74,7	7 (0,5)	230 (14,6)	570 (36,2)	760 (48,8)	1600
3	77,0	2 (0,2)	330 (24,5)	410 (30,4)	610 (44,9)	1400

Jämförelsen av mätresultaten från analysen i WET-laboratoriet och Erkenlaboratoriet skiljer sig avsevärt. Vidare används resultaten från Erkenlaboratoriet för fortsatt utvärdering av den sedimentbundna fosfor.

Den totala andelen rörlig fosfor approximeras som summan av NH₄Cl-P och BD-P till 19,4 % av totalfosfor. Beräknad genomsnittlig totalfosforhalt i sedimentet utifrån provpunkterna och resultaten ovan var 14,38 g/m² samt den mobila 2,67 g/m².

5.3 Resultat av våtmarksarealsbehovet

En grov uppskattning över hur många hektar våtmark som skulle krävas för en teoretisk avskiljning av all retentionsmöjlig fosfor i Mellbyån redovisas i tabell 11.

Tabell 11 Uppskattning av våtmarksareal vid två olika fosforkoncentrationer. Arealen beräknas baserad på de två första årens medeleffektivitet respektive andra årets effektivitet för en fosfordamm.

Flöde [m ³ /s]	Koncentration P [mg/l]	Mängd P [kg/år]	Våtmarksareal [ha] medeleffektivitet	Våtmarksareal [ha] Effektivitet år 2
1,24	0,06	2346	34	28
1,24	0,09	3519	51	42

Utifrån SMHIs modellering gällande fosfortransport på 3184 kg/år i Mellbyån beräknades våtmarksarealen till arealerna redovisade tabell 12.

Tabell 12 Uppskattning av våtmarksareal beroende på mängden fosfor enligt SMHI (2012)

Mängd P [kg/år]	Våtmarksareal [ha] medeleffektivitet	Våtmarksareal [ha] Effektivitet år 2
3184	46	38

Om istället den rekommenderade andelen av tillrinningsområdet på 0,1 – 0,4 % används, ger det i Mellbyåns avrinningsområde om 91,5 km² en våtmark med en storlek mellan 9,15 - 36,6 ha.

6. Utvärdering av resultat

I detta kapitel utvärderas resultaten i rapporten genom att diskutera innebörden av, felkällor till och rimligheten i de framtagna värdena.

6.1 Utvärdering av det framtagna fosforbidraget från översvämningar

Tio dagars översvämning av det undersökta området per år ger Anten ett tillskott på 800 kg fosfor. Denna mängd motsvarar ungefär hälften av enskilda avloppens respektive jordbrukets bidrag som uppskattades i Andersson m.fl. (2013) till 1590 respektive 1462 kg fosfor per år. Jämförelsen kan vara missvisande då flertalet antaganden gjorts vid beräkningen av fosforbidraget från enskilda avlopp och jordbruk i Andersson m.fl. (2013). Översvämningsflödet är framtaget som ett genomsnitt av de årliga maxflödena för perioden 1999-2012. Det är således i princip en möjlig återkommande årlig översvämning. Därför bör effekter av översvämning ses som en betydande faktor för Antens vattenstatus.

Siffrorna på översvämningars fosforbidrag från Mellbyån kan vara missvisande eftersom det gjorts flera avgränsningar och förenklingar. Det beräknade fosforbidraget är sannolikt lägre än det verkliga på grund av att beräkningen utförts på en liten del av Mellbyån och dess tillflöden. Alternativt kan den uppskattade översvämmade arean vara överskattad till följd av att Mannings tal beräknades på låga flöden i ån, vilket inte stämmer överens med det högre flödet vid en översvämning.

Vid beräkningen av hur mycket fosfor som läcker ut till sjön från jordbruksmarken används värden framtagna vid andra studier. De tar inte hänsyn till om marken är nygödslad, nybrukad eller bevuxen. Om värden mer relaterade till omgivningen istället används skulle en säkrare uppskattning åstadkommas. För att uppnå sådana värden behövs jordanalyser med exempelvis på P-AL halt utföras på flera platser utmed ån.

Genomgående för uppskattningen av översvämmad jordbruksmark är att det inte finns dokumenterat hur omfattande översvämningarna i området brukar vara. Därför är det svårt att veta hur rimliga översvämningsberäkningarna egentligen är. Uppskattningen av antalet dagar på ett år kan skilja sig från verkligheten då ingen dokumentation finns av översvämningarna i området.

6.2 Utvärdering av metod och resultat från fosforfraktionering

Analyserna av fosforfraktioneringen som vi utfört i laboratorium bedöms inte som helt pålitliga och användbara på grund av stora skillnader mellan dessa resultat och resultaten från Erkenlaboratoriet, vilket är ackrediterat för denna analys.

Mätinstrumentet HACH som användes vid våra analyser har brister vad gäller noggrannhet eftersom detta är ett vanligt instrument som främst är avsett att användas i fält. Mätinstrumentet har även tidigare visat bristfällig noggrannhet enligt Pålsson²², främst vid totalfosforanalys. Instrumentets ålder kan vara en potentiell felkälla. Den mänskliga faktorn och bristande erfarenhet av fosforfraktionering hos oss laboranter kan också ha haft betydelse för den stora skillnaden mellan våra och

²² Mona Pålsson (Forskningsingenjör på Miljökemiska laboratoriet, Chalmers) kontakt inför och under laborativa arbetet på WET-laboratoriet.

Erkenlaboratoriets resultat. På grund av ovan beskrivna skillnader användes inte våra provresultat som underlag för rapporten.

Totalhalten fosfor i sedimenten från sjön Anten uppvisade lägre innehåll än medelvärdet av de 23 sjöarna i Erkenlaboratoriets jämförelsedata. Dock spelar bakgrundsnivån och sjöns tidigare belastning av näringsämnen roll, vilket försvårar jämförelsen mellan olika sjöar. Totalfosforhalten i detta sammanhang syftar främst till att utvärdera övriga fraktioner för att bli varse andelarna rörlig fosfor.

Andelen löslig fosfor ($\text{NH}_4\text{Cl-P}$) är låg, halterna utgjorde mellan 0,2-0,6 % av den totala mängden fosfor, vilket dock är i samma storleksordning som de lägsta halterna löslig fosfor från jämförelsedata. Frigörelsen av denna fraktion till vatten sker till följd av bioturbation och diffusion men på grund av det låga värdet bedöms den inte utgöra en nämnvärd faktor till övergödningen av Anten.

Den järnbundna fosfor (BD-P) utgör mellan 17,7-24,5 %. I jämförelsedata från Erkenlaboratoriet (1986) utgör Fe-bunden (BD-P) och Al-bunden (NaOH-P) fosfor gemensamt fraktionen NaOH-P . Dagens fraktioneringar delas upp var för sig, där Fe-bundna fosfor är en rörlig fraktion medan Al-bundna fosfor är stabil. Det är därför inte möjligt att jämföra dessa. BD-P i förhållande till andra fosforfraktioneringar som studerats bedöms inte ligga på en anmärkningsvärt hög nivå. Den begränsade provtagningsutrustningen kan ha kommit att påverka resultatets pålitlighet. Det var ej möjligt att komma åt de djupare sedimenten i sjön, de så kallade ackumulationsbottenarna, där den främsta sedimentationen av fosfor sker. Det är också framförallt där som anaeroba förhållanden uppstår och fosfor därmed löper störst risk att frigöras. Fler provtagningar i ett större område skulle troligen spegla verkligheten bättre och dessutom minimera osäkerheten i analysen samt möjliggöra en framtagning av en gradient över sjön.

Andelen rörlig fosfor i Anten uppskattats till 19,4 % vilket motsvarar det genomsnittliga innehållet av $2,67 \text{ g/m}^2$ mobil fosfor i sedimentet. Detta är en låg siffra i förhållande till fraktioneringar som gjorts i andra sjöar runt om i landet med varierande ekologisk status. Extrapoleras detta till att gälla hela sjön fås ett totalt innehåll av 49 ton rörlig fosfor i sjöns bottensediment. Detta är ett medelvärde baserat på fosforinnehållet i de provpunkterna som studerats. Antagandet om att de skulle spegla det faktiska innehållet i hela sjön är felaktigt eftersom sedimenteringen varierar över sjön. Det är även viktigt att ha i åtanke att förhållandena i sjön är avgörande för hur mycket som faktiskt i praktiken släpper från sedimenten. Antens måttliga syrestatus skulle kunna innebära en risk för att fosfor frigörs om mer syrefattiga förhållanden uppstår, framförallt i de djupare delarna av sjön. Risker för läckage av fosfor sjunker dock på grund av Antens nära neutrala pH, då det är högt pH som gynnar frisläppning.

Det som inte framgår ur analysen är hur mycket organisk fosfor som finns i sedimentet. Den organiska fosfor ingår i fraktionerna NaOH-P och i Res-P, som till stor del är rörlig, vilket därmed skulle kunna utgöra ett ökat bidrag till frisläppning av fosfor.

6.3 Utvärdering av omfattning och effektivitet i våtmarker vid Mellbyån

I rapporten gjordes en uppskattning för att visa på den våtmarksareal som skulle behövas för att avskilja all fosfor som är möjlig att retendera från utsläppskällorna i avrinningsområdet. Storleken varierade stort beroende på vilka koncentrationer som användes och hur effektiv våtmarken antogs vara. Oavsett förutsättningar är det tydligt att de arealer som krävs är alltför stora för att vara rimliga att genomföra. Detta åskådliggörs tydligt om arealerna jämförs med avrinningsområdets storlek. Att anlägga en damm om 51 hektar ($0,51 \text{ km}^2$) för att rena fosfor från ett område på $91,5 \text{ km}^2$ känns inte realistiskt. Detta innebär att 0,6 % av hela avrinningsområdet skulle vara en våtmark. Om rekommendationerna för våtmarkens storlek följs blir våtmarksytan mellan 9,15 till 36,6 hektar. Detta är också stora områden då riktvärdena dessutom inte är framtagna med avseende på en våtmark med maximal rening av fosfor.

De uppskattade värdena på våtmarksareal för en fullständig rening fosfor av Mellbyån kan skilja sig från de arealer som behövs i verkligheten. Detta eftersom att de har baserats på ett årsmedelflöde i ån för perioden 1999 – 2012. Därtill baserades fosformängden i vattnet på de två uppmätta medelkoncentrationerna uppmätta av Miljöskyddskontoret i Alingsås kommun (2014) och flödet från SMHs modellering. Mätningarna av koncentrationerna gjordes vid två tillfällen per år vilket innebär att de endast är begränsat representativa medelvärden för hela året. Att använda årsmedelflöden för dimensionerandet av våtmarken kan också bli missvisande då den teoretiska, fullständiga reningen i så fall inte uppnås vid tillfällen med högre flöden.

Siffrorna på våtmarkens effektivitet som användes vid uppskattningen av våtmarksareal är baserade på endast en anlagd fosfordamm, vilket utgör ytterligare en begränsande faktor. Valet motiverades dock av att fosfordammen i fråga var anlagd i svenskt jordbrukslandskap och att dess storlek utgjorde 0,3 % av tillrinningsområdet. I fallet Mellbyån hade detta motsvarat en fosfordamm på cirka 28 hektar, vilket är i den storleksordning som uppskattningarna visade på. Dammen var dessutom utformad på ett sätt som stämde överens med beskrivningen i avsnitt 2.7.2. Studien av fosfordammen pågick däremot endast under de två första åren efter dammens anläggning. Det hade varit önskvärt med data på effektiviteten under senare år, när växtligheten bredd ut sig till fulla och dammen således uppnått sin fulla upptagningsförmåga.

7. Diskussion

Visionen om ett välmående ekosystem i sjön Anten kommer inte uppfyllas till 2020. Alingsås kommun arbetar mot övergödningen av sjön bland annat genom inventeringar av enskilda avlopp och genom ett intresse för problemet och andra möjliga åtgärder. Tillgången på ekonomiska resurser avgör vilka åtgärder som kan vidtas. Oavsett resurser kommer kommunen bli tvungen att bekosta åtgärder för att uppnå vattendirektivets krav på god vattenstatus.

I rapporten har det konstaterats att de olika övergödningsskällorna kräver olika typer av åtgärder som ibland till och med kan motverka varandra. Även andra viktiga drivkrafter som ekonomiska intressen och biologisk mångfald kan krocka med arbetet mot minskad övergödning vilket gör arbetet mer komplicerat.

I åtgärder mot övergödning har våtmarker en central roll. Det är lätt att tro att lösningen på Antens eutrofiering skulle lösas av en enda våtmark vid inloppet av Mellbyån till Anten men det anser vi inte är fallet. De uppskattningar som gjordes för att visa på hur stor en sådan våtmark skulle behöva vara visade på areor från 9,15 upp till 51 hektar. Anläggning av en våtmark på 9,15 ha, motsvarande ca 13 fotbollsplaner, skulle kunna vara en möjlig åtgärd sett till storlek. Det bör dock nämnas att denna våtmark dels inte skulle kunna rena tillräckligt för att lösa övergödningen helt, samt att den skulle kräva att värdefull åkermark och rekreationsområden tas i anspråk. Det är också möjligt att lokalbefolkningen skulle finna sig motstridiga till en våtmark som gör området mindre inbjudande till rekreation. När vi väger ihop alla dessa aspekter anser vi att denna typ av åtgärd inte är lämplig att vidta.

Om det istället anläggs ett flertal mindre våtmarker utmed Mellbyån, där endast en del av Mellbyåns flödet skulle gå igenom våtmarkerna, skulle effekten av våtmarkerna bli betydligt mindre. Det beror på att majoriteten av fosfortransporten kommer ske utanför våtmarkerna då den största delen av flödet kommer gå genom ån, vilket leder till att den mängd fosfor som renas blir liten i förhållande till den mängd som leds vidare förbi våtmarkerna. Att anlägga många mindre våtmarker utan en kapacitet för hela åns flöde är därför inte heller någon bra lösning.

Det har redogjorts i rapporten att det vid utformning av en våtmark ej är önskvärt med bottenlevande djur eller fiskar i våtmarker för en effektiv rening av fosfor. För att uppnå en välfungerande våtmark skulle det krävas att aktivt motverka förekomsten av flertalet olika vattenlevande djurarter. Detta skulle vara att motverka biologisk mångfald vilket i dagens samhälle är kontroversiellt eftersom det är ett väletablerat mål att sträva efter i miljösammanhang. Därför måste en kompromiss kring våtmarkens effektivitet och våtmarkens biologiska mångfald hittas. En lägre effektivitet kräver också en större areal för att kunna rena samma mängd fosfor.

En annan intressant konflikt förekommer mellan anläggningen av dammar och översvämningsrisken, där båda påverkar övergödningen av Anten. Dammar ökar risken för översvämnning eftersom de bromsar upp flödet. Avvägningen mellan att prioritera minskad risk för översvämnning respektive att rena fosfor (från övriga källor) i vattnet är svår att göra. I nuläget bedöms de största fosforutsläppen till Anten komma från

enskilda avlopp och jordbruk som båda är av samma storleksordning. Översvämningar söder om Sollebrunn bidrar med ungefär hälften av vad enskilda avlopp respektive jordbruk gör, därför bör det i dagsläget vara rimligt att tillåta anläggning av våtmarker som kan öka risken för översvämning. Det är dock viktigt att överväga att översvämningar snabbt kan bli den betydande källan för övergödning om det genomförs förändringar som bidrar till mer frekventa och/eller större översvämningar. Om anläggning av våtmarker sker i översvämningsskänsliga områden med omkringliggande jordbruksmark, exempelvis kring Mellbyån, bör våtmarkerna i så fall kompletteras med odlingsfria ytor som tillåts översvämmas. En sådan utformning skulle ta ännu mer ekonomiskt viktig jordbruksmark i anspråk och är då kanske inte längre en försvarbar åtgärd.

Vid mötet, *Klimatanpassat brukande för skogs- och jordbruk*, med de lokala jordbrukarna klargjordes det att översvämningarnas påverkan på deras verksamhet är deras största orosfaktor. Det finns därmed ett stort intresse för att minska översvämningarna på deras egna jordbruksmark men det framkom att de inte hade en gemensam hållbar lösning för problemet med översvämningar. Den bästa lösningen för både jordbrukarna och konflikten mellan våtmarker och översvämningar vore en åtgärd som minskar den totala näringstillförseln till Anten och översvämningssrisken som exempelvis tvåstegsdiken eller skyddszoner.

Motiverande för att anlägga skyddszoner eller tvåstegsdiken är att mark som ofta blir utsatt för översvämning löper stor risk att ge lägre avkastning än omkostnaderna som krävs för att hålla marken odlingsbar. Anledningen är att dyr fosfor urlakas och att skördens storlek minskar. När det visar sig att vissa områden inte är kostnadseffektiva att odla på till följd av översvämningar kanske det är bättre att dessa områden tillåts översvämmas och inte används som jordbruksmark och istället omformas till antingen skyddszoner eller tvåstegsdiken. En svårighet för jordbrukarna kan vara att se den långsiktiga vinningen i att reducera sin brukade mark då det inte alltid är uppenbart att marken utnyttjas bättre som hinder mot fosforläckage. Ett bidrag för skötsel av skyddszoner kan sökas årligen vilket leder till att den ej längre brukade marken fortfarande genererar en inkomst men för tvåstegsdiken kan bara ett bidrag för anläggningskostnaden sökas. Detta ekonomiska stöd kan vara ett incitament för jordbrukaren till att börja bruka jorden på ett mer miljövänligt sätt. Eftersom dessa förutsättningar finns bör skyddszoner och/eller tvåstegsdiken vara genomförbara och lämpliga åtgärder för den enskilda jordbrukaren.

Vare sig det gäller ovanstående åtgärder eller någon av de övriga jordbruksåtgärderna är det faktum att slippa bekosta satsningen själv den viktigaste faktorn till att en förändring skulle genomföras av brukarna. Det klargjordes på mötet, *Klimatanpassat brukande för skogs- och jordbruk*, att det för varje presenterad åtgärd var viktigt för jordbrukarna att veta om den var bidragsgill. Vad gällde kommunikationen mellan Länsstyrelsen och jordbrukarna uppfattades den som mer ansträngd och kravställande än uppmuntrande.

För att nå en mer hållbar övergödningstrategi mellan jordbrukare, politiker (beslutsfattare), länsstyrelse och kommun (tillsynsmyndigheter) gäller det att hitta

kompromisser som gör att jordbrukarna själva vill genomföra förändringar i sina verksamheter. Att skärpa krav uppmuntar inte till detta eftersom det inte ger jordbrukaren själv någon möjlighet att utforma sin bästa lösning. Den hållbara lösningen kan uppnås när varje enskilt jordbruk (till sina förutsättningar) får möjligheten, exempelvis genom bidrag, att utforma något de tror på. Detta ställer krav på att jordbrukspolitiken har tilldelats tillräckliga resurser och fokuserar på de mest relevanta åtgärderna för jordbrukarna samt att kontinuerligt arbeta för att informera dem.

Informationen som når jordbrukarna behöver vara kort och koncis, lättillgänglig och tydligt redogöra för vinningen vid respektive åtgärd. För jordbrukarna är faktorer som bidrag och annan ekonomisk fördel (exempelvis ett effektivare jordbruk) motiverande och avgörande vid val av åtgärd. Exempelvis skulle det vid anläggning av fosfordammar tydligt framgå att det både finns bidrag att söka för anläggning och att en effektivare användning av fosfor uppnås som leder till minskade kostnader i jordbruket. Inspirerande studieresor, möten, korta informationsblad och rådgivning är viktiga tillvägagångssätt för att nå fram och lyckas sprida kunskapen till jordbrukarna. Genom dessa forum för informationsspridning kan tips om alternativa metoder leda till att jordbrukarna gör små förändringar i sina arbetsrutiner vilket kan medföra att fosforläckaget minskar. Är inte informationen utformad enligt ovan krävs det att jordbrukaren själv tar initiativ till inhämta den. Då jordbrukaren ofta redan har fungerande arbetsmetoder finns ingen motivation till att ägna tid åt förändringsarbete. På så sätt riskeras det att fosforläckaget förblir detsamma.

Hur väl man har lyckats hantera fosforläckaget från omgivningen från bland annat jordbruk kan ses i bottensedimentet på sjöar. Anten visade i jämförelse med andra sjöar inga höga halter totalfosfor eller löslig fosfor. Den totala uppskattade mängden på 49 ton i sedimentet som beräknades att potentiellt kunna frigöras till vattnet kan verka stor i förhållande till 1,59 ton per år från enskilda avlopp. Det är emellertid inte sannolikt att all potentiellt rörlig fosfor frigörs på samma gång. Hur mycket som frigörs beror på de rådande kemiska förhållandena i sjön.

Anten har visat sig ha områden med syrefattiga bottenar och där övergödningen möjligen bidrar till en större utbredning av dem. Detta kan innebära en ökad risk för att ytterligare fosfor frigörs till vattnet. På samma gång minskar risken för att den rörliga fosfor ska ha en betydande inverkan på näringstillgången i Anten till följd av sjöns nära neutrala pH. På grund av rådande situation i Anten bedömer vi att fosfor i sedimentet inte bidrar avsevärt till övergödningen av sjön.

Utifrån denna bedömning av sedimentets inverkan på övergödningen anses åtgärder riktade mot fosfor i sedimentet omotiverade, då de dessutom är resurskrävande. Därför bör fokus och investeringar läggas på en mer hållbar strategi som innebär att fosforläckaget angrips nära de primära utsläppskällorna istället för att återkommande utföra åtgärder i sjön. Vid ett scenario där alla de externa fosforkällorna är minimerade borde Anten återhämta sig förhållandevis fort, till följd av sjöns naturliga reningsförmåga samt att den ej anmärkningsvärt höga fosforhalten i sedimentet troligtvis inte fördröjer återhämtningen.

Ett sätt att applicera denna mer hållbara strategi är att inrikta sig på att minska fosforutsläppen från de enskilda avloppen. Inom enskilda avlopp finns det stora förbättringsmöjligheter eftersom det finns många undermåliga avloppsanläggningar runt sjön och att det finns bra tekniska lösningar. Med det i åtanke är enskilda avlopp ett viktigt område att fokusera på för att få bukt med Antens övergödning. Arbetet med inventering och upprustningen av de undermåliga avloppen i Alingsås kommun kommer på sikt att leda till en betydande reduktion av fosforläckaget till sjön.

Alla avloppsanläggningar kräver någon form av underhåll för att fungera effektivt under sin livstid vilket lägger ett stort ansvar på fastighetsägaren. Det är dock oklart om de avloppslösningar som används i dagsläget, även efter upprustning av underkända anläggningar, är kapabla till att uppfylla kravet på 90 % fosforrening i de områden som har hög skyddsnivå. Insatser i områden med hög skyddsnivå borde därför tillämpa alternativa lösningar, exempelvis minireningsverk, för att uppfylla reningskravet på 90 %.

I Antens tillrinningsområde ligger flertalet av de enskilda avloppen i områden med hög skyddsnivå. Den undermåliga skötseln av dessa anläggningar kombinerat med en otillräcklig anläggning från början kan leda till att onödigt mycket fosfor läcker ut i de närliggande vattendragen. Slarvet med skötseln kan bero på bristande vetskap kring effekterna av misskötseln som till exempel är övergödning, förstörda dricksvattentäckter och försämrade badvikar. Sulfider är ytterligare ett problem med utsläpp från enskilda avlopp som i vattendragen minskar möjligheten till retention av fosfor. Att öka medvetenheten genom att sprida information kring de potentiella konsekvenserna skulle kunna resultera i minskad misskötsel om ägarna av de enskilda avloppen tar sitt ansvar. Sannolikt skulle det behöva informeras kontinuerligt för att undvika att falla tillbaka in i gamla mönster.

För att kunna garantera minskade utsläpp från enskilda avlopp skulle en lösning där reningen av avloppet inte påverkas av privatpersoner behöva införas. En sådan lösning vore att ansluta hushåll till det kommunala avloppet. I dagsläget är anslutningsavgiften till det kommunala avloppet hög i förhållande till att göra en förbättring i sitt enskilda avlopp. En tanke kring hur hushåll skulle kunna motiveras till att ansluta till det kommunala avloppet är via en subventionering av anslutningsavgiften. Avgiften skulle behöva sänkas till en prisnivå som motsvarar en genomsnittlig investeringskostnad vid upprustning av ett enskilt avlopp. För att begränsa kostnaden för kommunen är det inte möjligt att alla hushåll skulle omfattas av subventioneringen. Förslagsvis skulle bristfälliga anläggningar inom hög skyddsnivå (exempelvis kring Lobäcken) omfattas. Att lösa utsläppen från enskilda avlopp genom en anslutning till det kommunala avloppet vore en god långsiktig lösning.

En insats av denna typ kräver dock stora investeringar från kommunens sida. Värderas Antens ekologiska status och människors hälsa högt så kanske subventioneringen och utbyggnaden av VA-systemet är motiverad. Värt att notera är också att kostnaden kanske kan bli omotiverat stor om endast få hushåll på spridda platser väljer att acceptera erbjudandet. Väljer istället för många att utnyttja subventioneringen kan kostnaden även här öka drastiskt för kommunen till följd av att reningsverkets kapacitet behöver höjas. Denna risk borde kunna avvärjas genom att begränsa antalet berörda hushåll till en nivå som reningsverket har kapacitet för. Ett första steg i riktningen mot att anpassa sig till reningsverkets kapacitet är att endast inkludera anläggningar inom hög skyddsnivå. För vidare utveckling av förslaget bör en kartläggning av insatsens möjliga omfattning göras. Genom att beräkna hur många fler hushåll som skulle kunna ansluta till reningsverket, utan att överstiga dess kapacitet, kan en uppskattning av hur stor effekt på fosfortillgången i Anten en eventuell subventionering skulle ge. Viktigt att överväga är att resultatet av sådan investering kan vid stort genomslag medföra en så stor minskning av fosfortillskottet att Anten får chansen att återhämta sig. Detta anses möjligt då enskilda avlopp i nuläget bedöms vara den dominerande källan av fosfor till sjön, om hänsyn tas till att nollutsläpp från jordbruk är omöjligt medan utsläpp från enskilda avlopp kan undvikas. Genomförs inte denna typ av åtgärd måste åtgärder ändå vidtas på andra håll för att uppfylla vattendirektivet. Oavsett hur vattendirektivet uppnås kommer åtgärderna att kräva en ekonomisk insats från både myndigheter och invånare.

8. Slutsats

Anläggning av våtmarker bedöms vara en alltför ineffektiv lösning i förhållande till de kostnader och den omfattning som skulle krävas för en tillfredsställande fosforretention av flödena i Mellbyån. Våtmarker bromsar dessutom upp flödet vilket ökar risken för översvämningar som bidrar nämnvärt till den totala fosfortransporten till Anten. Utifrån undersökningar i denna rapport bedöms översvämningar spela en stor roll i fosforläckaget och bör därmed utredas ytterligare. En vidare studie av åtgärder mot översvämningar rekommenderas. Detta innefattar bättre information för en mer exakt bild av areal som översvämmas samt kartläggning av förhållanden som förorsakar översvämning, vilket i dagsläget saknas.

Fosfor i Antens bottensediment bedöms inte kunna påverka övergödningen av sjön nämnvärt. Därför bör inte åtgärder riktas mot detta område. För en hållbar strategi bör istället åtgärderna sättas in nära de primära fosforkällorna. Det visar sig att åtgärderna blir mer kostnadseffektiva, mindre omfattande och mer ekonomiskt motiverade om de sker i direkt i anslutning till utsläppskällan. Tvåstegsdiken som en direkt åtgärd i jordbruket har potential då de både bidrar till minskat näringsämnesläckage och ger ett visst skydd mot översvämningar. Även skyddszoner anses vara en lämplig åtgärd i området kring Anten.

För att tillämpa åtgärderna inom jordbruket krävs det ett forum där brukarna kan tillgodogöra sig den kunskap som behövs och bli informerade om de bidrag som är aktuella. På så vis kan de själva ta initiativ till de insatser som de bedömer lämpliga för sitt jordbruk. Informationsutbytet skulle kunna leda att åtgärder vidtas i större utsträckning med minskade fosforutsläpp som följd.

En insats som minskar fosforläckaget från de enskilda avloppen är anslutningen av hushåll till det kommunala avloppssystemet. Att göra en kommunal anslutning mer attraktiv vore således en bra åtgärd. En subventionering av anslutningskostnaden skulle minska det ekonomiska incitamentet som oftast ligger bakom valet av avloppslösning.

Arbetet för att återställa Anten till en sjö av god ekologisk status har ännu bara påbörjats. Med rätt riktade insatser för att stoppa fosforläckaget från de närliggande områdena kan sjön ges en chans att återhämta sig. När detta har genomförts kan Anten relativt snabbt återställa sig för att återigen bli ett välmående ekosystem.

Källförteckning

- Abrahamsson, I., Liungman, M. Svensson, J.-E., Thulin, B. (2009) *Limnologiska undersökningar i Anten och Mjörn 2007-2008* Mölnlycke: Medins Biologi
- Ahlgren, I. & Ahlgren, G. (1976) *Vattenkemiska analysmetoder*. Uppsala: Institute of Limnology, University of Uppsala
- Alingsås Kommun (2013) *Avlopp på rätt sätt*.
http://www.alingsas.se/sites/default/files/avlopp_prs_2013-07-03_webbfil_0.pdf
(2014-03-27)
- Alingsås Kommun (2010) *Alingsås miljömål 2011-2019, med detaljerade mål för 2011-2013 - Antagen av kommunfullmäktige 24 november 2010 §189*
http://alingsas.se/sites/default/files/alingsas_miljomal_2011-2019.pdf (2014-02-25)
- Andersson, M., Bergström, F., Medin, J., Niedbalski, A.S. (2013) *Föroreningskällor till sjön Anten*. Göteborg: Chalmers Tekniska Högskola (Kandidatarbete 2013:81)
- Arvidsson, M. & Rydin, E. (2013) *Undersökning av rörlig fosfor i Negligevikens och Vårgårdssjöns bottensediment*. Nacka: Naturvatten AB (Rapport 2013:03).
- Avloppsguiden (2014a) <http://husagare.avloppsguiden.se/markb%C3%A4dd.html>
(2014-03-27)
- Avloppsguiden (2014b) *Innehåll i olika avloppsflöden*.
http://husagare.avloppsguiden.se/attachments/download/21/innehall_avlopp.pdf
(2014-03-27)
- Avloppsguiden (2014c) <http://husagare.avloppsguiden.se/siffror-om-avlopp.html>
(2014-03-27)
- Avloppsguiden (2014d) *Avloppsteknik*
<http://husagare.avloppsguiden.se/avloppsteknik.html> (2014-04-14)
- Avloppsguiden (2011) *Marknadsöversikt - Produkter för enskilt avlopp*
http://husagare.avloppsguiden.se/attachments/download/108/Marknadsoversikt_1_1_2011_maj_low.pdf (2014-04-14)
- BalticSea2020 (2013) *Permanent bindning av fosfor i Östersjöns bottensediment*.
<http://www.balticsea2020.org/alla-projekt/levande-kust/17-levande-kustzon-pagaende-projekt/190-permanent-bindning-av-fosfor-i-ostersjons-bottensediment>
(2014-02-06).
- Bernes, C., Carpenter, S.R., Gårdmark, A., Larsson, P., Persson, L., Skov, C., Van Donk, E. (2013) What is the influence on water quality in temperate eutrophic lakes of a reduction of planktivorous and benthivorous fish? A systematic review protocol
Environmental Evidence 2013 2:9 DOI: 10.1186/2047-2382-2-9

Braskerud, B. C., Hauge, A. (2008) Fangdammer for partikkel- og fosforrensing. *Bioforsk FOKUS*, vol 3, nr 12.

Bydén, S., Larsson, A-M., Olsson, M. (2003) *Mäta vatten – undersökningar av sött och salt vatten*. 3:e upplagan. Göteborg; Göteborgs universitet. Institution för miljövetenskap och kulturvård.

Bång, M., Carlsson -Ross C., Björling K., Wallentin J., Karlsson L., Larsson M., Fredriksson F. (2012) *Jordbruket och vattenkvaliteten Kunskapsunderlag om åtgärder Rapport 2012:22*.
http://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf_rapporter/ra12_22.pdf

Ejhed, H. Olshammar, M., Brånvall, G., Gerner, A., Bergström, J., Johnsson, H., Blombäck, K., Nisell, J., Gustavsson, H., Persson, C., Alavi, G. (2011) *Beräkning av kväve- och fosforbelastning på vatten och hav för uppföljning av miljö kvalitetsmålet "Ingen övergödning". SMED*. Norrköping: SMHI (Rapport Nr 56. 2011).

Eklund, R. & Hubendick, B. (2014) Övergödning. *Nationalencyklopedin*.
<http://www.ne.se/lang/%C3%B6verg%C3%B6dning> (2014-02-06)

Eskilsson, J. (2013) *Gödsel och miljö 2014, vägledningsmaterial för –lagring och spridning av gödsel –höst och vinterbevuxen mark*. Jönköping: Jordbruksverket

EUROPA (2010) *Skydd och förvaltning av vatten*.
http://europa.eu/legislation_summaries/agriculture/environment/l28002b_sv.htm (2014-04-11)

Fonselius, S., Eklund, R., Warell, J. (2014) Eutrofiering. *Nationalencyklopedin*.
<http://www.ne.se/lang/eutrofiering> (2014-02-05)

Fölster, J., Kyllmar, K., Wallin, M., Hellgren, S. (2012) *Kväve och fosfortrender i jordbruksvattendrag –Har åtgärderna gett effekt?*. Uppsala: Institution för vatten och miljö, SLU. (rapport 2012:1)

Google (2010) *Google Maps Elevationskarta*. http://www.sk6lk.se/elev_path.html (2014-05-16)

Greppa näringen (2012a) *Fosforstrategi 11 B*.
<http://www.greppa.nu/radgivning/radgivningsbesok/faltet/fosforstrategi.4.32b12c7f12940112a7c800032063.html> (2014-04-01)

Greppa näringen (2012b) *Film om strukturkalkning och kalkfilterdiken*.
<http://www.greppa.nu/omgreppa/nyheter/filmomstrukturkalkningochkalkfilterdiken.5.3620351113a04a2bd9b8000892.html> (2014-04-13)

Gunnarsson, S. (1997) Upplagring av fosfor i sedimenten i en våtmark som belastas med förbehandlat avloppsvatten. Avdelningen för vattenvårdslära, SLU, Uppsala.

Göta älvs VVF (2011) *Biflöden och sjöar*.

<http://www.gotaalvvvf.org/faktaomgotaalv/biflodenochsjoar.4.4cb0c02512d8ec4da8f8000717.html> (2014-04-29)

Havs och Vatten myndigheten (2013a) *Eutrofiering*.

<https://www.havochvatten.se/funktioner/ordbok/ordbok/d---f/ordbok-d-f/2013-03-14-eutrofiering.html> (2014-03-18)

Havs och Vatten myndigheten (2013b) *Svavelväte, svavelvätebotten*.

<https://www.havochvatten.se/funktioner/ordbok/ordbok/q---t.html> (2014-03-18)

Havs och vattenmyndigheten (2013c) *Styrmedel för en hållbar åtgärdstakt av små avloppsanläggningar*

<https://www.havochvatten.se/download/18.16a42a771405a5e96072fe6/1379305996556/Slutrapportering+av+regeringsuppdrag+enskilda+avlopp-1.pdf> (2014-04-04)

Hieltjes & Licklema, (1980) *Fraction of inorganic phosphates in calcareous sediments*, Journal of Environmental Quality, 9, s.405-407

Hoffmann, M. (2011) *Medveten översvämning av åkermark*.

<http://www.greppa.nu/omgreppa/nyheter/medvetenoversvamningavakermark.5.6f9b86741329df6fab480009588.html> (2014-05-03)

Huser, B. J. & Rydin, E. (2005) Phosphorus inactivation by aluminium in Lakes Gårdsjön and Härsvatten sediment during the industrial acidification period in Sweden. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, vol 62, nr 8, s. 1702-1709

Häggström, S. (2009) *Hydraulik för samhällsbyggnad* Stockholm: Liber

Jacobs, A. (2004) *Översilning för fosforavskiljning ur sjövattnen – En första uppföljning av funktionen i en kalkad översilningsyta vid Mörtsjön i Täby kommun*. Stockholm: Stockholms Universitet. (Examensarbete vid intuitionen för naturgeografi och kvartärgeologi).

Johannesson, K. (2012) *Fånga fosfor – Dammar, filter och tvåstegsdike*.

<http://www.slu.se/PageFiles/49748/F%C3%A5nga%20fosfor%20dammar%20filter%20och%20tv%C3%A5stegsdiken.pdf> (2014-04-01)

Jordbruksverket (2014a) *Miljöersättning*.

<http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/stod/jordbrukarstod/jordbrukarstod2015/miljoersattningar2015.4.1b8a384c144437186eae6d7.html> (2014-04-16)

Jordbruksverket (2014b) *Vad är landsbygdsprogrammet?*.

<http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/landsbygdsutveckling/visionerochprogram/nyttlandsbygdsprogram20142020/vadarlandsbygdsprogrammet.4.1b8a384c14437186ea10a.html> (2014-04-16)

Jordbruksverket (2014c) *Tidsplan för landsbygdsprogrammet 2014-2020*.

<http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/landsbygdsutveckling/visionerochpro>

gram/nyttlandsbygdsprogram20142020/tidsplan.4.e01569712f24e2ca0980009902.html (2014-04-01)

Jordbruksverket (2014d) *Undvik de vanligaste felen.*

<http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/stod/jordbrukarstod/miljoersattningar/undvikdevanligastefelen.4.2ada1a6113d67e0bac480001287.html> (2014-04-13)

Jordbruksverket (2014e) *Ny struktur för landsbygdsprogrammet 2014-2020.*

<http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/landsbygdsutveckling/visionerochprogram/nyttlandsbygdsprogram20142020/struktur.4.7c4ce2e813deda4d30780004705.html> (2014-04-16)

Jordbruksverket (2014f) *Jordbrukarstöd 2015.*

<http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/stod/jordbrukarstod/jordbrukarstod2015.4.53b6e8e714255ed1fcc71bd.html> (2014-04-16)

Jordbruksverket (2014g) *Anlägga eller restaurera en våtmark.*

<http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/stod/jordbrukarstod/ersattningforutvaldmiljo/anlaggaellerrestaureraenvatmark.4.6a459c18120617aa58a80006922.html> (2014-04-16)

Jordbruksverket (2014h) *Övriga jordbrukarstöd 2015.*

<http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/stod/jordbrukarstod/jordbrukarstod2015/oovrigajordbrukarsto2015.4.53b6e8e714255ed1fcc7299.html> (2014-04-16)

Jordbruksverket (2014i) *Damm som samlar fosfor.*

<http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/stod/jordbrukarstod/ersattningforutvaldmiljo/dammsomsamlarfosfor.4.72e5f95412548d58c2c80005836.html>

Jordbruksverket (2013a) *Jordbruket och övergödning av havet.*

<http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/miljoklimat/ingenovergodning/jordbruketochovergodningen.4.4b00b7db11efe58e66b80001608.html> (2014-01-03)

Jordbruksverket (2013b) *Åtgärder för minskade växtnäringsförluster från jordbruket.*

http://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf_ovrigt/ovr125b.pdf (2014-04-01)

Jordbruksverket (2013c) *Tvåstegsdiken - ett steg i rätt riktning? Rapport: 2013:15.*

<http://www.jordbruksverket.se/download/18.7c4ce2e813deda4d30780001175/1365749116145/PL+Rapport+Tvåstegsdiken.pdf> (2014-04-13)

Jordbruksverket (2012) *Jordbruket och vattenkvaliteten – Kunskapsunderlag om*

åtgärder <http://webbutiken.jordbruksverket.se/sv/artiklar/jordbruket-och-vattenkvaliteten-kunskapsunderlag-om-atgarder.html> (2014-04-25)

Jordbruksverket (2010) *Minskade växtnäringsförluster och växthusgasutsläpp till 2016 –förslag till handlingsprogram för jordbruket.* (Rapport 2010:10).

Jordbruksverket (2004) *Kvalitetskriterier för våtmarker i odlingslandskapet*
http://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf_rapporter/ra04_2.pdf
(2014-04-11).

JP Sedimentkonsult HB (2013) *Sonarkartering och sedimentprovtagning i planerat muddringsområde vid Djuphamnen i Västerås*. Sollenkroka: JP Sedimentkonsult (JP Sedimentkonsult Rapport 2013:1)

Kapanen, G. (2011) Pool of mobile and immobile phosphorus in sediments of large, shallow Lake Peipsi over the last 100 years, *Environmental Monitoring and Assessment*, vol 184, nr 11, s.6749-6763

Kronvang, B., Søndergaard, M., Hoffmann, C.C., Thodsen, H., Ovesen, N.B., Stjernholm, M., Nielsen, C.B., Kjærgaard, C., Schønfeldt, B. & Levesen, B (2011) *Etablering af P-ådele* Aarhus: Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet

Kynkäänniemi, P., Ulén, B., Torstensson, G., Tonderski, K. S. (2013) Phosphorus Retention in a Newly Constructed Wetland Receiving Agricultural Tile Drainage Water. *Journal of Environmental Quality*, vol. 42, nr 2, ss. 596-605. DOI: 10.2134/jeq2012.0266.

Larsson M. & Gyllström M. (2013) *Åtgärder för god ekologisk status i ett jordbruksdominerat avrinningsområde: exemplet Lillån*. Länsstyrelsen i Västmanlands Län. (Länsstyrelsen Västmanlands Län rapport 2013:16).

Larsson P., Carpenter S. R., Gårdmark A., Persson L., Skov C., Van Donk E., Bernes C. (2013) *Kan reduktionsfiske ge bättre vattenkvalitet i övergödda sjöar?*
<http://www.eviem.se/sv/projekt/Utfiskning-mot-eutrofiering/> (2014-04-14)

Lenberg, T. (2014) *Sammanställning inventeringar*. Alingsås: Miljöskyddskontoret. (2014-02-11)

Lindhe, S. (2007) *Potentiell fosforfrigörelse från sedimenten i Bornsjön, sydvästra Stockholm*. Stockholm: Södertörns högskola (Examensarbete vid Biologiprogrammet).

LRF (2014) Miljöhusesyn- Egen tillsyn för lantbruk och trädgård. Stockholm: Lantbrukarnas Riksförbund

LRF (2013) *Egenkontrollpaket- En hjälp för dig som är anmälnings- eller tillståndspliktig att genomföra egenkontroll*. LRF (Version 2.0).

LRF (2010) *Praktisk handbok för skyddszonsanläggare*.
http://www.lrf.se/pagefiles/43452/handbok_skyddszonsanlaggare_slutvers.pdf (2014-04-01)

Länsstyrelsen, (2013) *VISS Vatteninformationssystemet Sverige: Anten*.
<http://www.viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE643499-130158> (2014-02-25)

Miljöskyddskontoret i Alingsås kommun, (2014) *Snusldata, aktuell*. Alingsås: Miljöskyddskontoret. (2014-02-11)

Miljöskyddsnämnden i Alingsås kommun (2013) *Riktlinjer för enskilda avloppsanläggningar*.
http://www.alingsas.se/sites/default/files/riktlinjer_for_enskilda_avloppsanlaggningar.pdf (2014-03-27)

Mulqueen, J., Rodgers, M., Scally, P. (2004) *Phosphorus transfer from soil to surface waters* Galway: National University of Ireland

Naturvårdsverket (2014a) *Effekter i Sverige* <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Klimat-och-luft/Klimat/Globala-modeller-och-scenarier/Effekter-i-Sverige/> (2014-04-07)

Naturvårdsverket (2014b) *Miljömål*. <http://www.miljomal.se/sv/> (2014-04-11)

Naturvårdsverket (2008) *Ingen övergödning Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet*,
<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5840-1.pdf> (2014-02-05)

Naturvårdsverket (2004a) *Fosforutsläpp till vatten år 2010– delmål, åtgärder och styrmedel*, <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5840-1.pdf> (2014-02-06)

Naturvårdsverket (2004b) *Åtgärder för att minska fosforutsläppen från befintliga enskilda avlopp*. <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5427-9.pdf> (2014-03-27)

Naturvårdsverket (2003) *Små Avloppsanläggningar*.
<http://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/avlopp/faktablad-8147-enskilt-avlopp/faktablad-8147-sma-avloppsanlaggningar.pdf> (2014-03-27)

Naturvårdsverket (1999) *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet- sjöar och vattendrag*. Stockholm: Naturvårdsverket. (Rapport 4913).

NFS (2006) *Naturvårdsverkets allmänna råd om små avloppsanordningar för hushållsspillvatten*. Naturvårdsverkets författningssamling (NFS 2006:7)

NFS (2001) *Naturvårdsverkets allmänna råd om egenkontroll*. Naturvårdsverkets författningssamling (NFS 2001:2)

Nilsson, G. (2005) *Utredning om Kottlasjön, Lidingö Stad*. Uppsala: Geosigma (Grap04096)

Nyman, H.G. (1997) *Anten, en sjö hotad av eutrofiering?* Miljö och planenheten Länsstyrelsen i Älvsborgs län. (Rapport 1997:8)

Nyman, H.G. (1996) *Anten, en sjö hotad av eutrofiering?* Vänersborg: Länsstyrelsen i Älvsborgs län

Olila, O. G., Reddy, K. R. & Harris, W. G. (1995) *Forms and distribution of inorganic phosphorus in sediments of two shallow eutrophic lakes in Florida*. *Hydrobiologia*, 3: ss. 147-161.

Pant, H. K., Nair, V.D., Reddy, K.R, Graetz D.A., Villapando, R.R. (2002) Influence of Flooding on Phosphorus Mobility in Manure-Impacted Soil. *Journal of Environmental Quality*, 31, (Jul/Aug 2002), s. 1399.

Persson, A. (2010) *Sedimentprovtagning av dagvattendammar som ett alternativ till flödesproportionell vattenprovtagning*. Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet. (Examensarbete inom Institutionen för mark och miljö).

Persson, J. (1999) The hydraulic performance of ponds of various layouts. *Urban Water* 2 (2000) ss. 243-250.

Persson, G. (1998a), Eutrofieringsbegreppet, *Institution för miljöanalys, SLU*.
<http://info1.ma.slu.se/miljotillst/eutrofiering/Begrepp.ssi> (2014-03-18).

Persson, G. (1998b) Fosfor i bottensediment, *Institution för miljöanalys, SLU*.
<http://info1.ma.slu.se/miljotillst/eutrofiering/Sediment-P.ssi> (2014-03-12)

Persson, G. (1998c) Fosforomsättning, *Institution för miljöanalys, SLU*.
<http://info1.ma.slu.se/miljotillst/eutrofiering/P-cykel.ssi> (2014-03-12).

Pettersson, K. (1986) The Fractional Composition of Phosphorus in Lake Sediments of Different Characteristics. I *Sediments and Water Interactions*, red. Sly, P. G., ss. 149-155. New York: Springer –Verlag New York Inc.

Psenner, R., B. Boström, B., M. Dinka, M., K. Pettersson, K., and R. Puckso, R. (1988) Fractionation of suspended matter and sediment. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*

Rubenson, S. (2008) *Miljöbalken- Den nya miljörätten*. Upplaga 4:1. Stockholm: Nordstedts Juridik AB.

Rydin, E. (2008) *Fosfor i Kyrkvikens sediment*. Norrtälje: Naturvatten i Roslagen AB. (Rapport 2008:25)

Rydin, E. (2005) *Rörlig fosfor i Fagersjöviken*. Norrtälje: Naturvatten i Roslagen AB. (Rapport 2005:19)

Rydin, E. (2000) Potentially mobile phosphorus in lake Erken sediment. *Wat. Res.*, vol. 34, nr 7 ss. 2037-2042

SMHI (2012) *Det hydrologiska året*
<http://www.smhi.se/kunskapsbanken/hydrologi/det-hydrologiska-aret-1.280> (2014-04-07)

- SMHI (2011a) 3801. *Vattenweb – Modelldata per område*
<http://vattenweb.smhi.se/modelarea/basindownload/3801> (2014-03-18)
- SMHI (2011b) *Vattenweb – Modelldata per område*
<http://vattenweb.smhi.se/modelarea/> (2014-04-30)
- SMHI (2009a) *Sjöareal och sjöhöjd*. http://www.smhi.se/k-data/hydrologi/sjoar_vattendrag/sjoareal_SVAR_2009.pdf (2014-02-22)
- SMHI (2009b) *Sjödjup och sjövolym*. http://www.smhi.se/k-data/hydrologi/sjoar_vattendrag/sjodjup_SVAR_2009.pdf (2014-02-22)
- SMHI (2009c) *Klimatförändringarna märks redan idag*
<http://www.smhi.se/kunskapsbanken/klimat/klimatforandringarna-marks-redan-idag-1.1510> (2014-04-07)
- SMHI (2009d) *Översvämningar*
<http://www.smhi.se/kunskapsbanken/hydrologi/oversvamningar-1.5949> (2014-04-07)
- Sveriges Riksdag (1969) *Svensk författningssamling 1969:387*.
http://www.riksdagen.se/sv/Dokument-Lagar/Lagar/Svenskförfattningssamling/Miljoskyddslag-1969387_sfs-1969-387/ (2014-04-14)
- SWEDAC (2013) *Ackrediteringens omfattning Erkenlaboratoriet, Norr Malma*
<http://search.swedac.se/docs/A000043-001%20Omfattning%20Lab%201239%20Erken%20131223.pdf> (2014-04-25)
- Tekniska förvaltningen Alingsås (2014) *VA-taxa 2014*. <http://www.alingsas.se/bygga-bo-och-miljo/luft-vatten-och-avlopp/va-taxa-2014/taxa/va-taxa-2014> (2014-03-27)
- Tonderski, K., Weisner, S., Landin, J., Oscarsson, H. (2002) *Våtmarksboken: Skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker*. Västerrik: Ekblad & Co. (VASTRA rapport: 3).
- Vattenmyndigheten i Bottenhavets vattendistrikt (2010) *Förvaltningsplan Bottenhavets vattendistrikt 2009-2015*, Taberg: Vattenmyndigheten i Bottenhavets vattendistrikt, (Rapport nr: 2010:1)
- Wallin, C., Bondesson, L., Ekengard, K., Hörnsten, C., Svensson, E., Wallenberg, P., m.fl (2012) *Tekniskt underlag Landsbygdsprogram 2014-2020*. (Rapport 2012:15)

Bilaga 1 – Data över sedimentresultat

Utifrån en studie gjord på sedimentet i 23 sjöar med varierande status i Göta- och Svealand (Pettersson, 1986) har en sammanfattning av uppmätta halter sammanställts i tabell 1 nedan.

Tabell 1 Data över sedimentresultat från en studie av Pettersson (1986).

Sjö	NH ₄ Cl-P (%)	NaOH-P (%)	HCl-P (%)	Rest-P (%)	Tot-P (µg P/g TS)
Eutrofa					
Kundbysjön	9,3	19,0	15,7	56,1	2690
Björkaren	7,9	19,7	10,9	61,6	3560
Vallentunasjön	7,6	14,2	17,7	60,8	1810
Norrviken	8,2	13,5	21,5	56,8	1760
Blåkaren	9,9	20,2	29,2	40,8	1530
S.Bergundasjön	3,9	61,8	10,9	23,4	6490
Finjasjön	2,8	50,2	13,4	33,7	4340
Sätoftasjön	2,6	43,2	25,4	28,8	2070
Limmaren	1,2	40,1	33,7	24,9	1480
Östen	1,8	29,8	35,9	32,5	1260
Erken	1,2	11,1	37,5	50,2	123
Lommaren	2,6	19,0	32,4	46,1	1480
Fysing	0,6	22,0	26,9	50,5	1430
Tåkern	0,6	4,8	37,2	57,4	920
Brosjön	2,9	16,1	20,8	60,3	1470
Ö. Reingsjön	0,8	9,5	30,4	59,3	1410
V.Ringsjön	0,7	6,8	23,6	69,0	1020
Oligotrofa					
Skärsjön	0,4	20,6	23,5	56,5	1300
Trimsjön	0,2	26,0	2,9	70,9	1600
Försurad					
St. Hästevatten	1,1	6,3	2,0	90,6	950
Snuggan	4,6	0,5	3,1	91,8	1200
Kalkad					
Gårdsjön	0,4	22,7	1,6	75,3	1840
Ämten	2,4	6,3	0,9	90,4	880

Bilaga 2 - Laborationsmanual

Laborationsmanual för fosforfraktionering enligt Psenner m.fl. (1988) och Hieltjes & Liklema (1980) åskådliggörs nedan. Analysen vid WET-laboratoriet följde manualen fram till steg 4.

0,200-0,300 g sediment vägs in i provrör, tre replikat för varje prov.

1. 10 ml 1,00 M NH_4Cl neutraliseras till pH 7 med 2,00 M NaOH. Sediment och lösning omrörs och får stå 2 h under omrörning (skakplatta).

Proven centrifugeras i 3000 rpm i 10 minuter, 5 ml supernatant tas till vara på i ett plastprovrör. Resterande supernatant hålls ut och processen upprepas ytterligare en gång. Detta resulterar i 10 ml supernatant.

Av detta prov fås mängden lättillgänglig fosfor; den labila, löst bundna eller löst adsorberade, $\text{NH}_4\text{Cl-P}$.

2. Pelleten extraheras med 10 ml 0,11 M ditionitbuffert i 1 timme efter omrörning.

Provet centrifugeras i 10 minuter, 5 ml supernatant tas tillvara på i ett plastprovrör och späds med 5 ml avjoniserat vatten.

Resterande supernatant hålls ut.

Av denna extraktion fås den redoxkänslig fosfat. Främst handlar det om reducering av fosfat från järnhydroxydytor då Fe^{3+} reduceras till Fe^{2+} .

3. och 4. Pelleten extraheras med 10 ml 0,1 M NaOH och får stå i 18 timmar.

Proven centrifugeras sedan i 10 minuter. Därefter tas 2 stycken 2 ml supernatant till nya plastprovrör. Båda proven neutraliseras med 0,5 ml 0,5 M HCl och späds med 7,5 ml avjoniserat vatten.

Det ena provet används till att analysera Al-bundet fosfor och det andra tillsätts 2 ml 5% $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ (oxidationsmedel). Detta prov autoklaveras i 120°C i 45 minuter för den totala mängden fosfor extraherat av NaOH. Övrig supernatant hålls ut.

I den första delen av detta steg extraheras fosfat adsorberad till metalloxider, framförallt ickereducerbart järn och aluminium.

Oxidationsmedlet bidrar sedan till att ta fram den totala mängd NaOH-löslig fosfor, vilket även inkluderar organiskt och humöst bunden fosfor.

5. Pelleten extraheras av 10 ml 0,5 M HCl som får stå i 18 timmar.

Provet centrifugeras i 10 min och därefter tas 2 ml supernatant som neutraliseras med 0,5 ml 2,00 M NaOH och spädes därefter med 7,5 ml avjoniserat vatten.

Denna extraktion får fram fosfor bundet till karbonater, så kallat apatitfosfor.

Tabell 1 Ger en övergripande bild av analysutförandet vid fosforfraktionering.

Steg	Reagens	Typ av P som mäts	Vilken fosfor som studeras
1	10 ml 1.00 M NH_4Cl + 2.00 M NaOH, 2h (x2)	NaCl-P (iP,T-P)	Svagt adsorberad, löst bunden, labil och por-vatten P
2	10 ml 0.11 M ditionitbuffert:(4,35 g $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ + 2,1 g NaHCO_3 löses i avjoniserat vatten, späds till 250 ml) 1h	NaBD-P (iP,T-P)	Redox-känslig fraction av P bunden hydrerade oxider av reducerbara metaller- I huvudsak Fe
3 & 4	10 ml 0.1 M NaOH, 18 h 3) 0,5 ml 0.5 M HCl+ 7,5 ml avjoniserat vatten 4) Samma som 3) +2 ml 5% $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ och autoklaving 45 min	Efter 18 h NaOH-P	3) P bundet till icke – reducerbara Fe och Al, labil organisk P, reaktiv 4) Icke reaktiv fosfor, löst organiskt och humöst bunden
5	10 ml 0.5 M HCl, 18 h 0,5 2.00 M NaOH+ 7,5 ml avjoniserat vatten	HCl-P (iP,T-P)	Kalciumbunden P (bundet till karbonater) i huvudsak från apatitmineraler
(6)	1.0 M HCl, 16 h	Res-P	I huvudsak organisk P

Bilaga 3 - Data och beräkningar för sedimentanalysen

För att omvandla uppmätta $\mu\text{g P/l}$ till $\mu\text{g P/g TS}$ används följande ekvation:

$$(0,01 \times \text{uppmätt koncentration } (\mu\text{g/l})) / ((100 - \text{vattenhalt } (\%)) / 100) \times \text{sedimentprov}(g) = \mu\text{g P/g TS} \quad (1)$$

Beräkning av mobil- och totalfosfor sker enligt följande ekvation;

$$\text{Bottenarea}(m^2) \times \text{skiktjocklek}(m) \times \text{densitet} \left(\frac{g}{m^3} \right) * TS \times \text{fosforinnehåll} (kg P/g TS) = kg P \quad (2)$$

Värden och resultat visas i tabell 1 nedan:

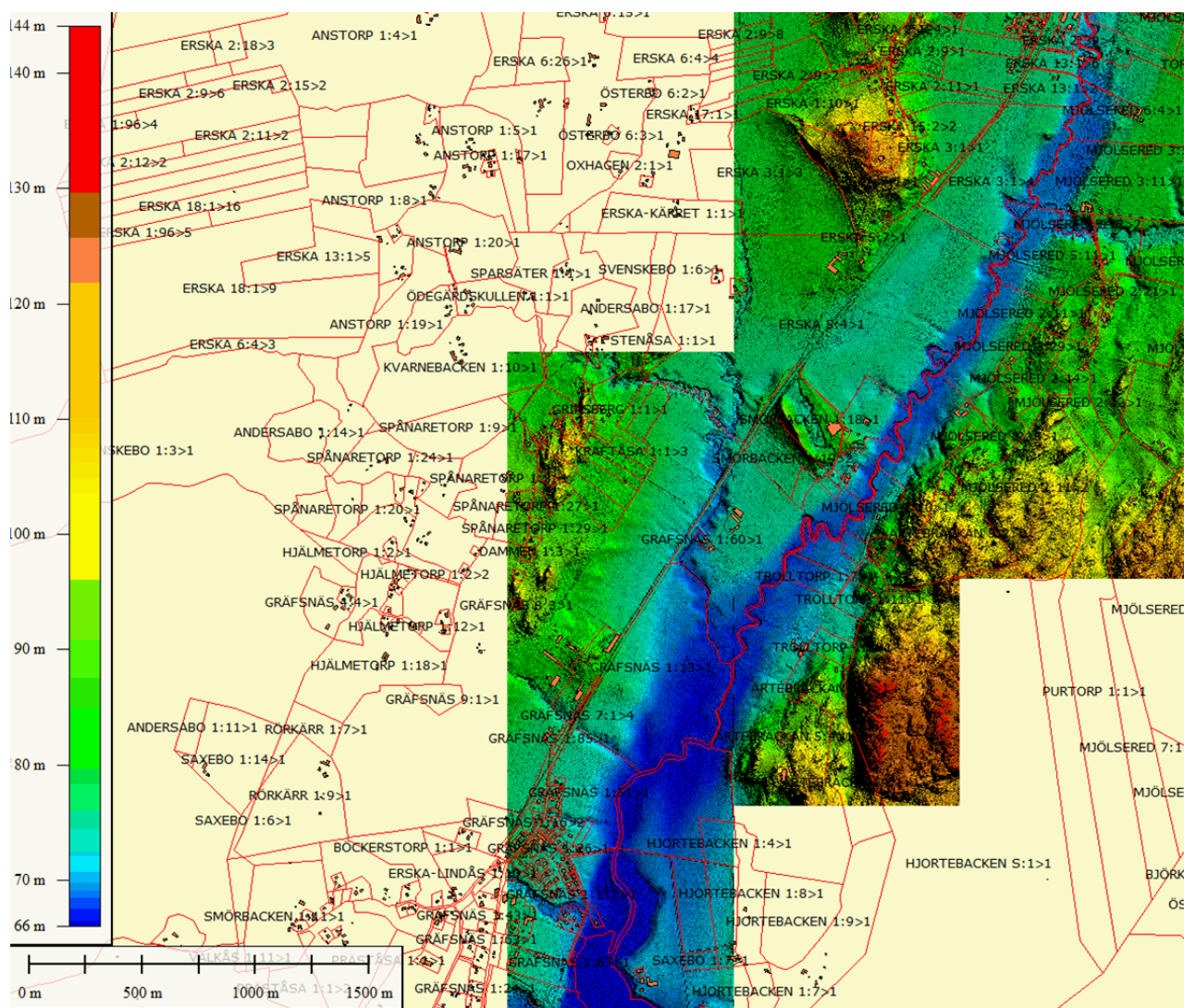
Tabell 1 Data från sedimentanalys

	Bottenare a (m^2)	Skikt (m)	densitet (g/m^3)	TS	kg P/g TS		kg P
NH ₄ Cl-P	18400000	0,04	1000000	0,20 7	1E-08		1523,52
NH ₄ Cl-P	18400000	0,04	1000000	0,25 3	7E-09		1303,456
NH ₄ Cl-P	18400000	0,04	1000000	0,23	2E-09		338,56
						medelvärde:	1055,179
BD-P	18400000	0,04	1000000	0,20 7	0,0000003		45705,6
BD-P	18400000	0,04	1000000	0,25 3	2,3E-07		42827,84
BD-P	18400000	0,04	1000000	0,23	3,3E-07		55862,4
						medelvärde:	48131,947
NaOH-P	18400000	0,04	1000000	0,20 7	6,3E-07		95981,76
NaOH-P	18400000	0,04	1000000	0,25 3	5,7E-07		106138,56
NaOH-P	18400000	0,04	1000000	0,23	4,1E-07		69404,8
						medelvärde:	90508,37
						total rörlig fosfor i BS:	139695,50
tot-P	18400000	0,04	1000000	0,20 7	0,0000017		258998,4
tot-P	18400000	0,04	1000000	0,25 3	0,0000016		297932,8
tot-P	18400000	0,04	1000000	0,23	0,0000014		236992
						medelvärde tot-P BS:	264641,06 67

Beräknad total rörlig fosfor i sedimentet:

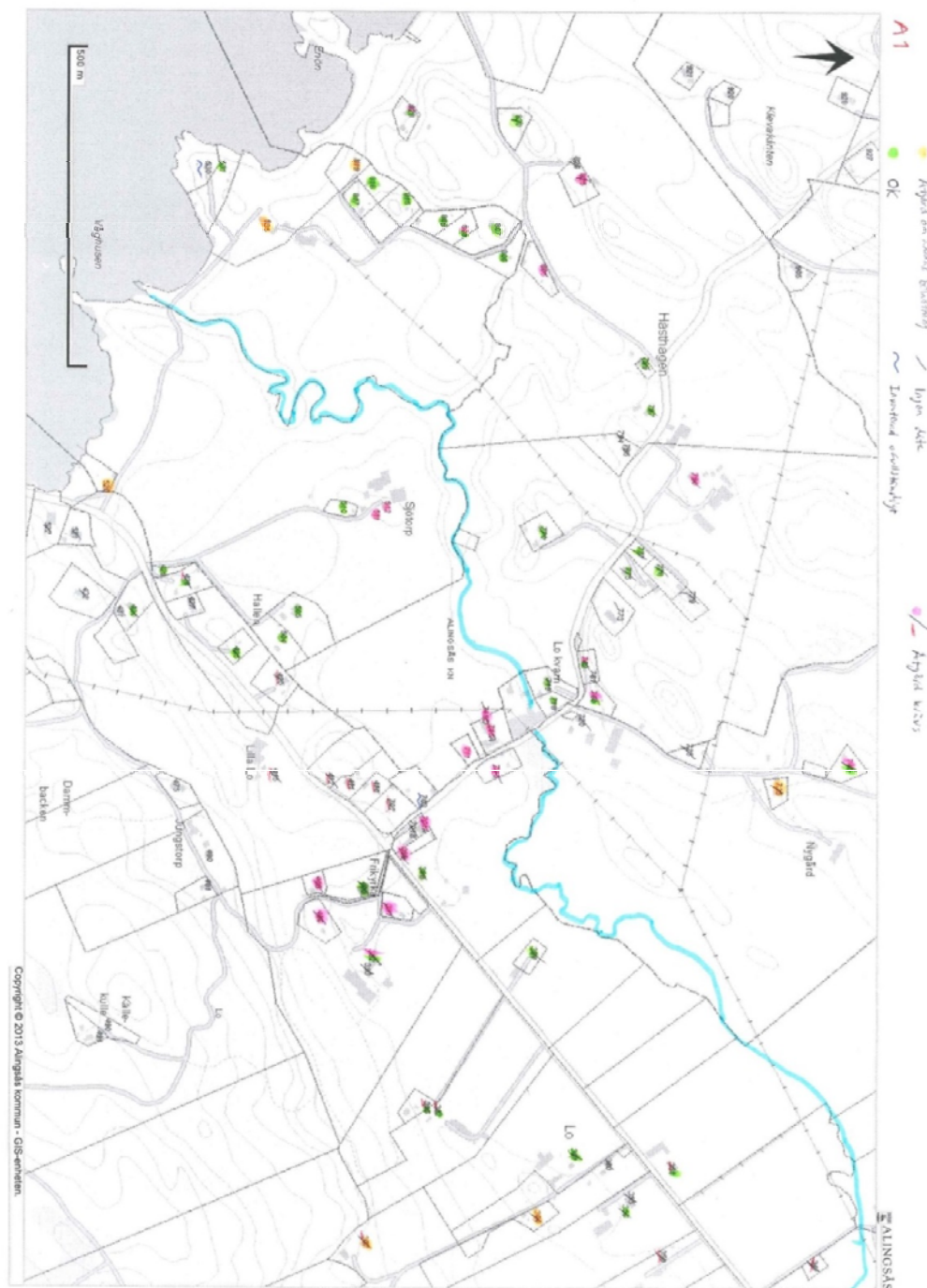
2,6732	g/m² rörlig i BS
14,383	g/m² tot-P i BS

Bilaga 4 – Översvämmat område



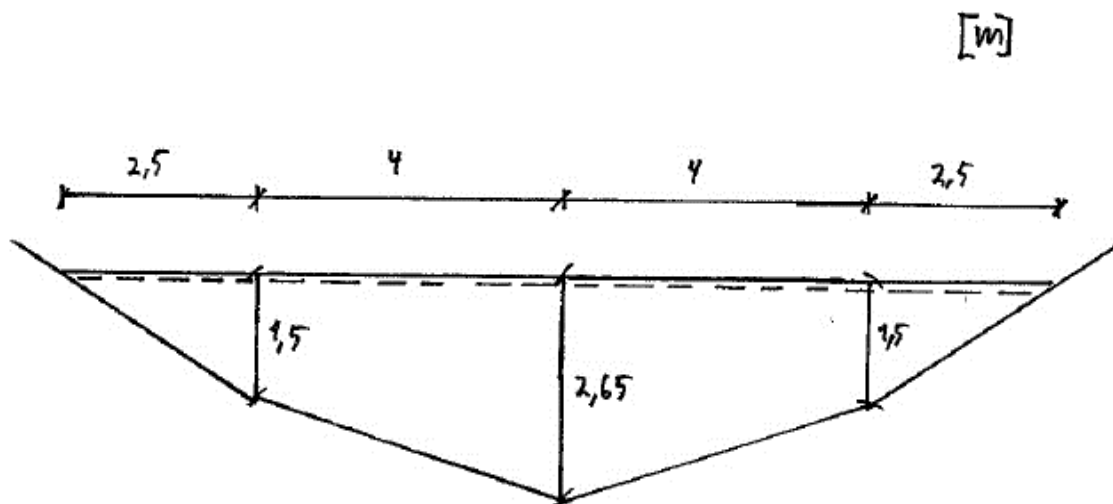
Figur 1 Det översvämmade området beräknade av GIS-enheten i Alingsås kommun

Bilaga 5 - Inventering av enskilda avlopp

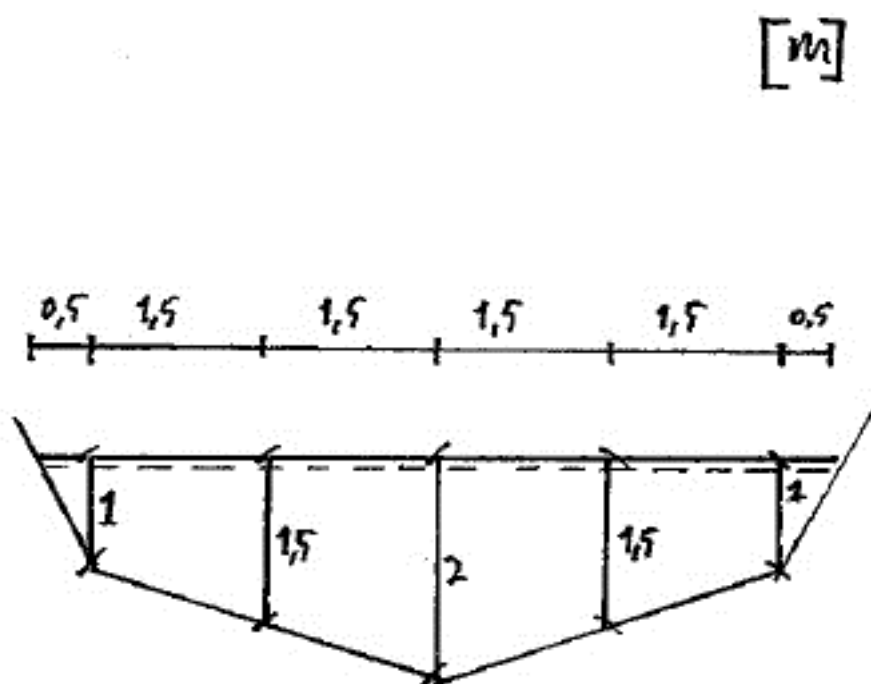


Figur 5 Kartlagda exempel ur inventeringens sammanställning av enskilda avlopp

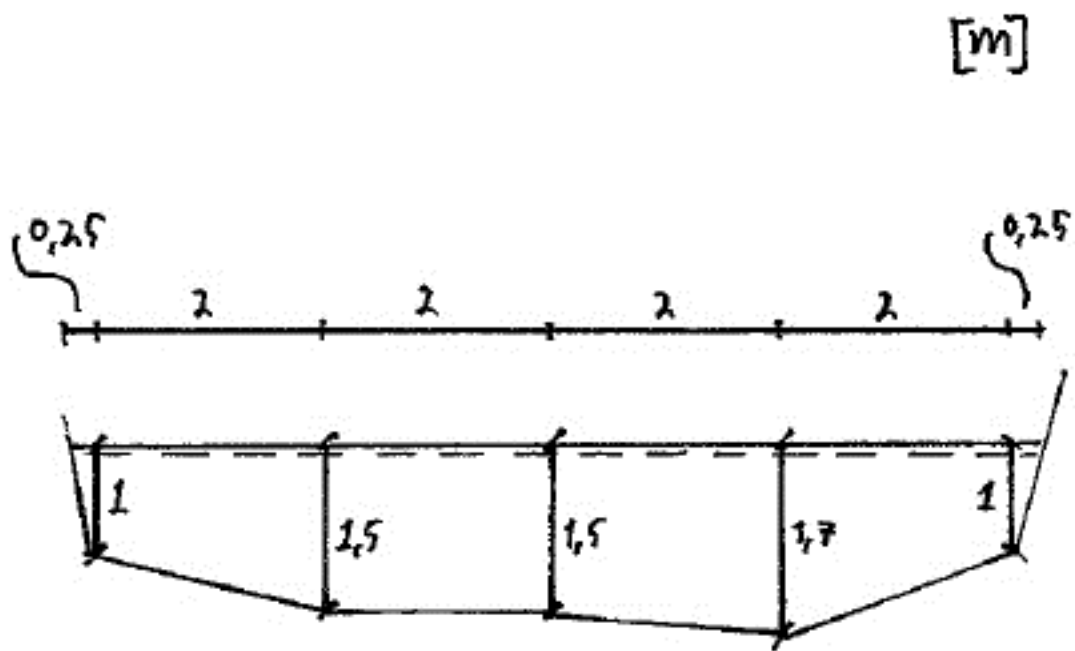
Bilaga 6 – Skisser på tvärsnitt i Mellbyån



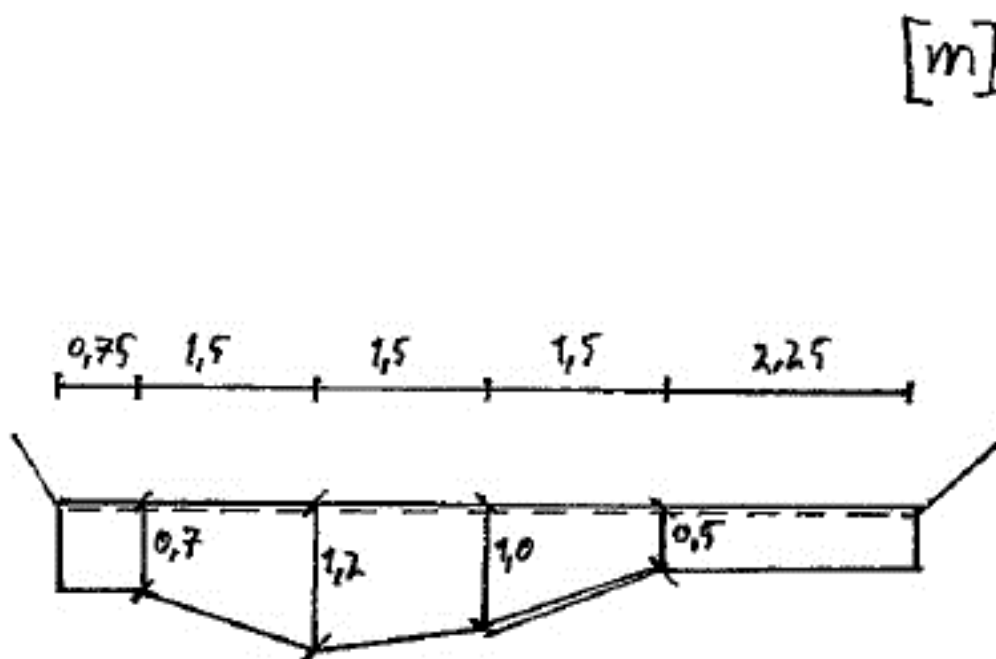
Figur 1 Tvärsnitt 1



Figur 2 Tvärsnitt 2



Figur 3 Tvärsnitt 3



Figur 4 Tvärsnitt 4

Bilaga 7 – MATLAB kod

```
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
%   Beräknar vattennivån vid en av tre sektioner i Mellbyån      %
%   i förhållande till vattenflödet till en högre belägen        %
%   sektion vid Sollebrunn                                       %
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%

clear all
clc

%Q1 = 5.83; %Medelvärde av varje års högsta dygnsvattenföring.
Q1 = 9.25; %Flödet i sektion 4 vid 50-års regn
z1 = 72.8;
alpha = 1.3;

Y = zeros(3,1);
Z = zeros(3,1);
for sektion = 1:3;
if sektion == 1
% Sektion 4->1 %
    z2 = 65;
    y1 = y41(Q1); %Räknar ut vattennivån i sektion 4 i förhållande
till flödet
    L = 6200;
%Räknar ut mannings tal med mätdata
    M = mannM(L, z1, y1, 0.11, z2, 2.65, 0.08, 1.05, alpha);
%Här antas linjärt förhållande mellan flödet i olika sektioner
    k = 1.63/0.64;
end

if sektion == 2
% Sektion 4->2 %
    z2 = 66.5;
    y1 = y41(Q1);
    L = 1900 + 2700;
%Räknar ut mannings tal med mätdata
    M = mannM(L, z1, y1, 0.11, z2, 2, 0.12, 0.885, alpha);
%Här antas linjärt förhållande mellan flödet i olika sektioner
    k = 1.14/0.64;
end

if sektion == 3
% Sektion 4->3 %
    z2 = 67.5;
    y1 = y41(Q1);
    L = 1900;
%Räknar ut mannings tal med mätdata
    M = mannM(L, z1, y1, 0.11, z2, 1.7, 0.11, 0.9, alpha);
%Här antas linjärt förhållande mellan flödet i olika sektioner
    k = 1.28/0.64;
end

Q2 = Q1*k; %Beräknar flödet i nedre tvärsnittet med linjärt sambands-
antagande

y2=0.001; %Startvärde som passaren börjar räkna på [m]
rep=0; %Startvärde som "antal repetitioner" börjar på
```

```

num=0.001; %Passningsavstånd [m]
[A1,R1]=AR4(y1); %Räknar ut area och hydraulisk radie för det övre tvärsnittet

%Räknar ut area och hydraulisk radie för det lägre tvärsnittet
if sektion==1
    [A2,R2]=AR1(y2);
end
if sektion==2
    [A2,R2]=AR2(y2);
end
if sektion==3
    [A2,R2]=AR3(y2);
end

%Räknar ut medelvärde av den hydrauliska radien
Rm=(R1+R2)/2;

%Medelhastigheten mellan de två tvärsnitten
Um = ((Q1/A1)+(Q2/A2))/2;

%Energin vid det övre tvärsnittet i ån [mvp]
H1 = z1 + y1 + alpha*(((Q1/A1)^2)/(2*9.81));

%Energin vid det lägre tvärsnittet i ån + friktionsförluster [mvp]
H2 = z2 + y2 + alpha*(((Q2/A2)^2)/(2*9.81)) +
((Um^2)*L)/((M^2)*Rm^(4/3));
while H1<=H2
    y2 = y2 + num; %Höjer vattennivån i beräkningen med "num"
end

%Räknar ut ny area och hydraulisk radie i förhållande till den nya vattennivån i det lägre tvärsnittet
if sektion==1
    [A2,R2]=AR1(y2);
end
if sektion==2
    [A2,R2]=AR2(y2);
end
if sektion==3
    [A2,R2]=AR3(y2);
end

%Nytt medelvärde på medelvärde av den hydrauliska radien
Rm = (R1+R2)/2;

Um = ((Q1/A1)+(Q2/A2))/2;
%Ny medelhastighet mellan de två tvärsnitten
H1 = z1 + y1 + alpha*(((Q1/A1)^2)/(2*9.81));
%Ny Energinivå vid det övre tvärsnittet i ån [mvp]
H2 = z2 + y2 + alpha*(((Q2/A2)^2)/(2*9.81)) +
((Um^2)*L)/((M^2)*Rm^(4/3));
%Ny energinivå vid det lägre tvärsnittet i ån + friktionsförluster [mvp]
if y2>100 || y2<0 %Hoppa ur programmet ifall vattennivån når 100 m eller går under 0 (vilket är orimligt)
    disp('Ingen lösning')
    break
end

```

```

    end
end
Y(sektion) = y2;
Z(sektion) = z2;
Mall(sektion) = M;
end
    disp('Beräknad vattennivå i sektion 1 [y]'),disp(Y(1))
%Visar beräknad vattennivå i sektion 1
    disp('Beräknad vattennivå i sektion 1 [möh]'), disp(Y(1)+Z(1))
%Visar beräknad vattennivå i sektion 1 i meter över havet
    disp('Beräknad vattennivå i sektion 2 [y]'),disp(Y(2))
%Visar beräknad vattennivå i sektion 2
    disp('Beräknad vattennivå i sektion 2 [möh]'), disp(Y(2)+Z(2))
%Visar beräknad vattennivå i sektion 2 i meter över havet
    disp('Beräknad vattennivå i sektion 3 [y]'),disp(Y(3))
%Visar beräknad vattennivå i sektion 3
    disp('Beräknad vattennivå i sektion 3 [möh]'), disp(Y(3)+Z(3))
%Visar beräknad vattennivå i sektion 3 i meter över havet
%Beräknar mannings tal
function M=mannM(L, z1, y1, U1, z2, y2, U2, Rm, alpha)
Um = (U1+U2)/2;
M = sqrt((((Um^2)*L)/((z1+y1+alpha*(U1/(2*9.81)) - z2-y2-
alpha*(U2/(2*9.81))))*Rm^(4/3)));
end

%Räknar ut area och hydraulisk radie för sektion 1 från vattennivån y
function [A,R]=AR1(y)
if y<=1.15
    A = y^4;
    P = 2*sqrt(y^2 + (y*(4/1.15))^2);
elseif y<=3
    A = 1.15^4 + 8*(y-1.15) + ((y-1.15)^2)*(2.5/1.5);
    P = 8.32 + 2*sqrt(((y-1.15)*(2.5/1.5))^2 + (y-1.15)^2);
elseif y> 3
    A = 25.1 + (y-3)*100 + (y-3)*50 + 14.6*(y-3);
    P = 15.5 + 2*sqrt((y-3)^2 + ((y-3)*200)^2);
end
R = A/P;
end

%Räknar ut area och hydraulisk radie för sektion 2 från vattennivån y
function [A,R]=AR2(y)
if y<=1
    A = y^3;
    P = 2*sqrt(y^2 + (y^3)^2);
elseif y<=2.5
    A = 3 + 6*(y-1) + 0.5*(y-1)^2;
    P = 6.32 + 2*sqrt((y-1)^2 + ((y-1)*0.5)^2);
elseif 2.5<y
    A = 13.125 + 100*(y-2.5) + 7*(y-2.5);
    P = 9.67 + 2*sqrt((y-2.5)^2 + ((y-2.5)*100)^2);
end
R = A/P;
end

```

```

%Räknar ut area och hydraulisk radie för sektion 3 från vattennivån y
function [A,R]=AR3(y)
if y<=0.7
    A = ((y^2)*(2/0.7))/2 + 0.2 + 4*(y-0.2) + (((y-0.2)^2)*(2/0.5))/2;
    P = sqrt(0.2^2 + 2^2) + sqrt(y^2 + (y*(2/0.7))^2) + 2 + sqrt((y-
0.2)^2 + (4*(y-0.2))^2);
elseif y<=2.5
    A = 3.4 + 8*(y-0.7) + 0.25*(y-0.7)^2;
    P = 8.19 + 2*sqrt((y-0.7)^2 + ((y-0.7)*0.25)^2);
elseif 2.5<y
    A = 17.5 + 25*(y-2.5) + 12.5*(y-2.5) + 8.5*(y-2.5);
    P = 11.9 + sqrt((y-2.5)^2 + ((y-2.5)*50)^2) + sqrt((y-
2.5)^2 + ((y-2.5)*25)^2);
end
R = A/P;
end

```

```

%Räknar ut area och hydraulisk radie för sektion 4 från vattennivån y
function [A,R]=AR4(y)
if y<=0.5
    A = 0.15 + 1.5*(y-0.2) + 1.5*(y-0.2)^2 + 1.5*y^2;
    P = sqrt(0.2^2 + 1.5^2) + sqrt(y^2 + (y*3)^2) + sqrt((y-0.2)^2 +
((y-0.2)*3)^2);
elseif y<=0.7
    A = 0.525 + 1.5*(y-0.2) + 1.5*(y-0.2)^2 + 2.25*(y-0.5);
    P = 3.1 + sqrt((y-0.2)^2 + ((y-0.2)*3)^2) + 0.75 + (y-0.5);
elseif y<=1.2
    A = 2.1 + 7.5*(y-0.7);
    P = 5.6 + 2*(y-0.7) + 2.25;
elseif 1.2<y
    A = 5.85 + 7.5*(y-1.2) + 4*(y-1.2)^2;
    P = 8.85 + 2*sqrt((y-1.2)^2 + ((y-1.2)*2)^2);
end
R = A/P;
end

```

```

%Räknar ut vattennivån i sektion 4 förhållande till flödet (dag 1)
function [y]=y4(Q)
k = 0.64/5.85; %Ursprungsflödet delat med ursprungsarean ger det
linjära sambandet
y=0.001;
[A,R]=AR4(y);
while Q>(A*k)
    y=y + 0.001;
    [A,R]=AR4(y);
end
end

```