

Arkelstorpsviken i Oppmannasjön – källor till fosfor och kväve, status och åtgärdsförslag

SUSANN SÖDERBERG 2016
MVEM13 EXAMENSARBETE FÖR MILJÖ- OCH HÄLSOSKYDD 30 HP
MILJÖVETENSKAP | LUNDS UNIVERSITET



Susann Söderberg

MVEM13 Examensarbete för Miljö- och hälsoskydd 30 hp, Lunds universitet

Intern handledare: Lars-Anders Hansson, Akvatisk ekologi, Lunds universitet

Extern handledare: Ulrika Hedlund, Kristianstads kommun

Examinator: Lina Nikoleris, Lunds universitet

CEC - Centrum för miljö- och klimatforskning

Lunds universitet

Lund 2016



LUNDS
UNIVERSITET

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

Lunds universitet

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

Arkelstorpsviken i Oppmannasjön

Källor till fosfor och kväve, status och åtgärdsförslag

Susann Söderberg

2016



LUNDS
UNIVERSITET

Abstract

Arkelstorpsviken has experienced severe eutrophication during several decades along with toxic algal blooms that have made the water unsuitable for exposure. While the rest of lake Oppmannasjön has been classified according to biological, physical-chemical and hydromorphological factors, Arkelstorpsviken remains unclassified. Relevant reports, government documents and sampling results have been used from within the lake and its catchment area to identify sources of phosphorus and nitrogen. The aim of my study is to highlight the state of Arkelstorpsviken as well as to serve as a basis for future sampling and measures being taken. Results show that Arkelstorpsviken is highly eutrophic and the source is mainly internal loading but more measures must also be taken to decrease the external load. Due to Arkelstorpsviken being extremely shallow, with a mean depth of 1m, measures taken to decrease eutrophication must take into account the high probability of resuspension if sediments are disturbed. Phosphorus from agriculture and wastewater should decrease and the internal load in Arkelstorpsviken needs to be managed with methods such as precipitation with ferric chloride or biomanipulation and the establishment of macrophytes to stabilize sediments.

Innehållsförteckning

Abstract	4
Innehållsförteckning	5
1. Inledning	8
<i>1.1 Arkelstorpsviken</i>	<i>8</i>
<i>1.2 Syfte</i>	<i>9</i>
2. Teori	11
<i>2.1 Orsaker till eutrofiering</i>	<i>11</i>
<i>2.2 Effekter av eutrofiering</i>	<i>13</i>
<i>2.3 Åtgärder mot eutrofiering</i>	<i>14</i>

3. Metod	17
<i>3.1 Kartidentifiering</i>	<i>18</i>
3.1.1 Markanvändning	18
3.1.2 Enskilda avlopp	18
3.1.3 Dikningsföretag	18
<i>3.2 Näringstillförsel</i>	<i>18</i>
<i>3.3 Statusklassning</i>	<i>19</i>
3.3.1 Totalbiomassa av växtplankton	19
3.3.2 Andel cyanobakterier	20
3.3.3 Klorofyll	20
3.3.4 Näringsämnen	20
3.3.5 Siktdjup	21
3.3.6 Syrgas	21
3.3.7 Försurning	21
<i>3.4 Vilka åtgärder är lämpliga för restaurering av Arkelstorpsviken?</i>	<i>22</i>
4. Resultat	23
<i>4.1 Markanvändning</i>	<i>23</i>
<i>4.2 Näringstillförsel</i>	<i>26</i>
<i>4.3 Arkelstorpsviken</i>	<i>34</i>
4.3.1 Statusklassning	40
5. Diskussion	43
<i>5.1 Markanvändning & näringstillförsel</i>	<i>43</i>
<i>5.2 Arkelstorpsviken</i>	<i>45</i>
<i>5.3 Förslag på åtgärder</i>	<i>46</i>

5.3.1	Finjasjön	47
5.3.2	Krankesjön	48
5.3.3	Extern belastning	48
5.3.4	Intern belastning	50
6.	Slutsats	52
	Tack	54
	Referenser	55

1. Inledning

Övergödning är ett utbrett problem som leder till accelererad igenväxning och driver faunan och floran mot artsamhällen gynnade av hög näringsbelastning. Den höga biologiska aktiviteten leder till grumligt vatten som försämrar förutsättningarna för vattenväxter och leder ofta till hög syreförbrukning och syrefattiga bottenar. Grumligheten missgynnar de fiskar som söker föda med hjälp av synen och förändrar konkurrensen mellan de olika trofinivåerna i sjön (Brönmark & Hansson, 2009).

1.1 Arkelstorpsviken

Arkelstorpsviken är den nordligaste delen av Oppmannasjön som är belägen ca 1 mil nordost om Kristianstad. Sjön har en yta på 0,8km² eller 80 ha (Naturvårdsverket, 2000) med ett medeldjup på 1m och maxdjup på 1,7m. Sjön sänktes med ungefär 1m i samband med att Oppmannasjön sänktes under slutet på 1800-talet. Omsättningstiden är 0,16 år och botten består av mycket lös lera, dy och gyttja (Annadotter, 2006). Sjön har två inlopp, den största är belägen vid Arkelstorp och den mindre är belägen på den östra stranden vid Oppmanna. Oppmannasjön har i klassningen av Havs- och Vattenmyndigheten "Otillfredsställande" under ekologisk status. Denna klassningen omfattar dock inte den avsnörpta Arkelstorpsviken som är obedomd (Länsstyrelsen, 2016b).

Skråbeåns vattenvårdskommitté anlitar ALcontrol Laboratories att varje år utföra vattenprover och sammanställa en rapport om statusen i hela Skråbeån, där Oppmannasjön är ett biflöde. Detta har utförts sedan 1977 och all mätdata samt inventeringar finns tillgänglig via SLUs Miljödataportal samt i Skråbeåns årsrapporter.

1997 gjordes ett förslag på uppdrag av Kristianstads kommun angående restaurering av Arkelstorpsviken av Tyréns Infrakonsult AB. I uppdraget undersöktes sediment på innehåll av metaller, PCB samt PAH (polyaromatiska kolväten) varav

nickel, kadmium, arsenik och PAH överskred de dåvarande halterna för känslig markanvändning. Tanken med förslaget var att muddra sjön och ta bort all vass med dess rotsystem. Ett förslag om att bygga upp en utfyllnad av sten för att skapa öppen rekreationsyta förkastades då avståndet till fast botten uppmättes till 15m och kostnaden för detta arbete blir mycket hög. Konsulterna påpekade att vassen fungerar som en upptagare av näringsämnen och skonar på så vis resten av Oppmannasjön (Lundgren & Weber, 1997).

Kristianstad kommun anlidade ännu en konsult angående restaureringsåtgärder som kom år 2000 och utfördes av Geosigma AB. Enligt den rapporten har den externa tillförseln av näringsämnen minskat tillräckligt så att åtgärder av den interna belastningen är befogad. Förslag på åtgärder är att höja vattenståndet genom ett dammbygge mellan Arkelstorpsviken och Oppmannasjön, muddringsåtgärder, rensa bort vass med rotfilterbehandling eller en kombination av dessa. Rapporten tar även upp synpunkter från boende vid Arkelstorpsviken och dessa vill gärna se viken som en badplats. Dock påpekar utredarna att viken inte har tillräcklig vattenkvalité för att kunna utnyttjas som badplats även om deras åtgärdsförslag genomförs. Det framkommer av fågelinventering att rördrom (*Botaurus Stellaris*) förekommer men ej häckar i norra delen av viken (Nilsson & Maniette, 2000). Rördrom är klassad som nära hotad och bör tas i beaktande vid ett restaureringsarbete (ArtDatabanken, 2015).

Idag finns ett stort intresse kvar från invånarnas sida att muddra, men från kommunens håll är detta för komplicerat tekniskt och ekonomiskt. Kommunen har fått anslag för att anlägga våtmarker och vill gärna tillämpa denna metod i första hand. Dock finns det möjlighet att frilägga någon/några badplatser från vassen och därmed öka rekreativvärdet i Arkelstorpsviken (muntlig källa; Ulrika Hedlund, Kristianstad kommun, 2016).

1.2 Syfte

Syftet med min studie är att fastslå varifrån kväve och främst fosfor tillförs vattensystemet samt att ge förslag på lämpliga åtgärder för att minska näringsbelastningen externt och internt. Förslagen har som mål att tillfredsställa invånarnas behov av att öka attraktionsvärdet i området. Arkelstorpsviken har på grund av sin areal under 100 ha (gränsen för vattenförekomst) ej klassats av Havs- och Vattenmyndigheten än. För att kunna ge förslag måste en uppfattning fås i hur

statusen ser ut i Arkelstorpsviken med hjälp av tillgänglig data från sjön och avrinningsområdet. Denna studie åsyftar att ligga som grund till fortsatta provtagningar, där detta saknas, och även till det arbete som ligger framför Kristianstads kommun samt Södra Östersjöns Vattendistrikt med Arkelstorpsvikens framtida åtgärdsplan.

Frågeställningar

Hur ser markanvändningen ut i avrinningsområdet till Arkelstorpsviken?

Hur ser den ekologiska och kemiska statusen ut i Arkelstorpsviken?

Hur mycket näring tillförs Arkelstorpsviken via tillflöden?

Var finns de enskilda avloppen? Har de otillräcklig reningsgrad?

Hur ser statusen ut på de dikningsföretag som gjorts i avrinningsområdet?

Behöver Arkelstorps eller Immelns ARV poleringssteg för att minska fosforutsläppen?

Vilka åtgärder är lämpliga för restaurering av Arkelstorpsviken?

2. Teori

2.1 Orsaker till eutrofiering

Igenväxning är ett naturligt fenomen som fortskrider konstant och har gjort det sedan inlandsisen drog sig tillbaka. Beroende på de abiotiska faktorer som finns runtom en nybildad sjö, fortskrider igenväxningen i olika takt. Tillsats av näringsämnen tillsammans med stor yta av grunda vatten ger ett mycket bra substrat för makrofyter och alger. Den ökade primärproduktionen leder till ökad sedimentationshastighet och tillgängliggör mer yta för t.ex. bredkaveldun (*Typha Latifolia*), jättegröe (*Glyceria maxima*) och vass (*Phragmites australis*) att kolonisera. Öppna landskap utan stabila skikt med örter, buskar och träd eroderas i högre grad och sedimenten hamnar i vattendrag och sjöar. Till slut är hela sjön täckt av växtlighet och makrofyterna trängs undan av landlevande växter (Kalff, 2003).

Fosfor är oftast det tillväxtbegränsande ämnet i sjöar och det är till stor del koncentrationen av fosfor som bestämmer potentialen för algutväxt. Fosfor tas upp i formen PO_4^{3-} , som är den enda oorganiska form av intresse för djur och växter. Den största andelen fosfor finns inkorporerat i organismer, dvs. organiskt fosfor. Om man summerar organiska och oorganiska fraktioner av fosfor får man ut det totala fosforvärdet (TP eller Tot-P). Fosfor är dock ofta bundet i sedimentpartiklar då det gärna bildar starka bindningar med järn vid tillgång till syre. Vid pH-värden över 8 binder metaller hellre till hydroxidjoner (OH^-) än till fosfor, vilket gör att höga pH-värden leder till större urlakning av fosfor från sediment till vatten. I och med att fosfor oftast är det begränsande ämnet, som naturligt sett finns i låga halter, har organismer olika typer av anpassning till att utnyttja denna dyrbara resurs. Upptaget av tillgängligt fosfor sker snabbt, ca 30 sek (Lean, 1973). Vissa alger kan tillverka polyfosfater och lagra dessa i vakuoler, så kallat lyxupptag. Eftersom fosfor finns lagrat i sediment, kan de växter och djur som lever i sedimenten utnyttja en stor resurs av oorganiskt fosfor och omvandla detta till organiskt (Brönmark & Hansson, 2009).

Det finns indikationer på att de kvävefixerande cyanobakterier som förflyttar sig vertikalt i vattenkolumnen kan orsaka stora problem i vattnet. Det finns en korrelation mellan fosforfrigörelse från sediment och biomassan av

vertikalmigrerande cyanobakterier. Detta förespråkar en ingång i att försöka minska på fosforbelastningen för att höja kvalitén på vattnet (Annadotter, 2006).

Man ska dock ha i åtanke att även om tillförseln av fosfor minskar kraftigt, kan det dröja innan man ser effekterna av det. Detta på grund av att fosfor ackumuleras i sediment och kan genom kemiska reaktioner på skiftande oxiderande och anoxiska omgivningar bindas i sediment eller lösas upp i vattnet. Biologisk aktivitet kopplat till sedimentrörelser, såsom organismer som gräver i sedimenten, samt vilka nedbrytningsorganismer som dominerar avgör ifall sedimenten släpper ifrån sig fosfor eller håller det bundet (Kalff, 2003).

Kväve fungerar annorlunda i och med att detta ämne har en gasfas. Genom denitrifikation avgår kväve från en vattenlöslig fas till atmosfären som kvävgas (N_2), alltså minskar kvävebelastningen på vattensystemet. Det motsatta heter nitrifikation och det är kvävefixerande cyanobakterier som gör detta. Processen att fixera kväve från dess gasform till vattenform kräver mer energi än att ta upp det redan tillgängliga i vattnet. Kväve finns tillgängligt för cellupptag i formerna nitrat (NO_3^-), nitrit (NO_2^-) samt ammonium (NH_4^+). Nitrat och nitrit måste reduceras till ammonium för att tas upp av högre djur och växter och detta sköts av bakterier och delvis svampar (Brönmark & Hansson, 2009).

En sjö är delvis resultatet av dess avrinningsområde och beroende på vad som sker i avrinningsområdet kan det finnas olika källor till fosfor. Exempel på källor är atmosfäriskt nedfall, enskilda avlopp, reningsverk och gödningsämnen från lantbruk (Kalff, 2003). Gemensamt är att det finns ett överskott av fosfor i förhållande till vilken tid näringsämnena befinner sig i vattnet för att möjliggöra dess upptag av växter eller djur (Kalff, 2003). Enligt en undersökning gjord i Brittiska flodsystem innebär punktkällor (reningsverk, enskilda avlopp) till fosfor en större belastning än de diffusa källorna från lantbruk (Jarvie m. fl., 2005). Man ska ha i åtanke att reningsgraden för reningsverk kan variera beroende på vilken teknik som används (Persson m. fl., 2005). Mindre reningsverk kräver mindre tekniskt avancerade reningsmetoder medan större reningsverk är oftast tungt belastade och kräver flertalet steg för att minska näringsläckage. Enskilda avlopp är de minsta reningsverken och dessa varierar kraftigt i reningsgrad beroende på ålder, underhåll och om det finns extra polerstep för fosfor (Persson m. fl., 2005).

Lantbruk runt sjöar och vattendrag kan utgöra en betydande påverkan på dess innehåll av kväve och fosfor. Åkrar som plöjs på hösten och ligger utan växttäckning under vintern har hög risk för att läcka näring till intilliggande marker/vattendrag genom erosion. Att optimera gödningsgraden är av stor vikt för att minska fosforläckage (Bechmann m. fl., 2009).

2.2 Effekter av eutrofiering

För fotosyntetiserande organismer är andelen ljus som tränger ned i vattnet viktigt och därför ökar den aktiviteten i det övre vattenlagret under sommaren. Dessa producerar syre, men själva nedbrytningen av dessa organismer sker på botten som under sommaren är skild från den övre syresatta sektionen genom termoklinen som hindrar cirkulation. När de väl bryts ned, konsumeras syre och detta kan leda till att botten får syrebrist. Detta gäller inte för tillräckligt grunda sjöar där vindens påverkan gör att hela vattenkolumnen rörs om (Brönmark & Hansson, 2009).

Sommartid kan det uppstå stora tillväxtperioder, algblomning, av cyanobakterier som gör vattnet otjänligt att vistas i genom vissa arters toxinbildning (Brönmark & Hansson, 2009). Biomassan av toxinbildande cyanobakterier och vattnets toxicitet visar inget kvantitativt samband, vilket gör att även små mängder av toxinbildande cyanobakterier kan leda till otjänligt vatten (Cronberg m. fl., 1999).

Sjöar kan delas in i två olika stadier eller faser, klarvattensjö eller grumlig sjö (Hargeby m. fl., 2007). Samma sjö kan uppleva båda stadierna och mekanismerna bakom skiftningarna mellan de olika stadierna är delvis okänt. De två senaste skiftningarna för Krankesjön och Tåkern, som båda är grunda och eutrofa sjöar, till en klarvattenfas är kopplade till fiskdöd. Det finns paralleller mellan ökad fiskbiomassa, ökat näringsinnehåll samt högt vattenstånd till att sjöar övergår från klarvattenfas till grumlig fas (Hargeby m. fl., 2007). Mekanismer som förstärker svängningen till grumligt vatten är dåligt siktdjup, minskning av undervattensväxter samt vindens påverkan på sedimenten när det saknas växter som stabiliserar. Svår torka eller skador på undervattensväxter under isbeläggning kan orsaka svängning till grumlig fas. Flera milda vintrar där fler fiskar överlever verkar även kunna vara en faktor som gör att sjöar skiftar över till grumlig fas (Hargeby m. fl., 2007). Det finns även indikation på att detta sker cykliskt med jämna mellanrum och att den stora biomassan undervattensväxter som utvecklas under klarvattenfasen är bränslet till den grumliga fas som efterföljs (Hargeby m. fl., 2007). Att naturliga sjöar skiftar cykliskt mellan dessa stadier är inte vanligt, utan sker och har skett som en respons på mänsklig aktivitet (van Nes m. fl., 2007).

Grundläggande och förenklad näringsväv i den öppna sjöytan börjar ofta med växtplankton som betas/filtreras av djurplankton. Dessa äts i sin tur av småfisk och dessa jagas av rovfiskar såsom aborre eller gädda. En jämvikt mellan dessa trofinivåer betyder att näringsväven fungerar, men eutrofiering leder ofta till en obalans mellan dessa på grund av hög andel växtplankton som visas genom höga halter av klorofyll i vattenprover. Grumligheten gör att undervattensväxter, som stabiliserar sedimenten

och konkurrerar med växtplankton, minskar eller försvinner helt. Ett sätt att möta denna överrepresentation av växtplankton är att öka mängden djurplankton genom biomanipulation eller etablering av undervattensväxter (Brönmark & Hansson, 2009).

2.3 Åtgärder mot eutrofiering

En viktig aspekt att ta hänsyn till i restaureringsarbeten är vilket mål som är lämpligt att nå, till vilken tidpunkt ska restaurering ske? Av de 16 miljö kvalitetsmålen som verkar nationellt berör eutrofiering främst 2 stycken; "Ingen övergödning" samt "Levande sjöar och vattendrag" (Naturvårdsverket, 2017). Handlar det om 100 år eller 1000 år tillbaka i tiden? Enligt Vattendirektivet från EU, ska sjöar uppnå god ekologisk och kemisk status till 2015. Som nämnt innan är hög ekologisk status den bästa klassningen, därefter kommer god status. Efter god status följer måttlig, otillfredsställande och sist dålig status. Kriterierna för detta delas in i biologiska faktorer, fysikalisk-kemiska faktorer samt hydromorfologiska faktorer. De olika faktorerna väger olika tungt, varav de biologiska är viktigast och därför bedöms först. Därefter kommer de fysikalisk-kemiska och sist hydromorfologin. De faktorer som är sämst avgör vilken klass en vattenförekomst hamnar inom. För alla vattenförekomster som hamnar lägre än god status, måste åtgärdsprogram upprättas (Länsstyrelsen, 2016a).

Hur man förhindrar övergödning har varit under debatt de senaste årtiondena. I och med att sjöar ser olika ut rent morfologiskt samt har unika omgivningar och tillförsel av ämnen har det varit svårt att hitta en gemensam faktor. Därtill att tempererade sjöar skiktas sig beroende på säsong (Brönmark & Hansson, 2009).

Redfield ratio innebär att organismer samt deras omgivande vatten består av kvoten 106 kolatomer, 16 kväveatomer och 1 fosforatom. Med hjälp av denna kvot kan man avgöra det ämne som är begränsande för pelagisk (ej botten- eller strandlevande) tillväxt i sjön (Brönmark & Hansson, 2009). Experiment på hela sjöar visar en tydlig trend att just fosfor är det begränsande ämnet i sötvatten och att det för eutrofieringens skull inte behöver vidtas åtgärder för att reducera kvävetillförseln (Schindler m. fl., 2016). Tvärtom visar studier på att satsning på kvävereducering i avloppsreningsverk (ARV) gynnar en växtplanktonfauna som domineras av kvävefixerande cyanobakterier (Annadotter, 2006).

Vid biomanipulation är den åtgärd som visar signifikant förhöjd vattenkvalité att mekaniskt ta bort karpfiskar såsom mört och braxen framför att tillsätta rovfiskar.

Denna metod brukar i vardagligt tal kallas för reduktionsfiske. Positiva effekter såsom ökat siktdjup, mindre och färre algblomningar, minskat klorofyllinnehåll och mindre omrörning av sediment kvarstår i genomsnitt 3 år och upp till 10 år efter ingrepp. Desto mer fisk som tas upp under så kort tid som möjligt, desto större och mer långvarig effekt ses. Denna metod lämpar sig i mindre sjöar som är grunda, eutrofa samt har kort omsättningstid (Bernes m. fl., 2015, Olin m. fl., 2006 & Triest m. fl., 2016).

Det finns svårigheter bland djurplankton att konsumera toxinbildande cyanobakterier, men det är även svårt för dem att konsumera kedjebildande (Urrutia-Cordero m. fl., 2016). Dessa organismer har, genom den ständiga evolutionära kapplöpningen, delvis anpassats till varandra i dess unika sjösystem med olika toxiner närvarande. Genom försök har det visat sig att den stora *Daphnia*-arten *Daphnia magna* kunnat hålla vissa arter av blomningsbildande cyanobakterier i shack och därmed utgöra ett signifikant bidrag till att förhindra algblomning (Urrutia-Cordero m. fl., 2016). Vid biomanipulation där småfisk mekaniskt tagits bort under flera år ökar *Daphnia* spp. i storlek med 20% samt medelförekomsten ökar med 50% (Urrutia-Cordero m. fl., 2016).

Muddring är en metod som används för att minska sjöars interna belastning genom mekanisk borttagning av sediment. Sedimentet renas från fosfor genom utfällning med hjälp av järnklorid (FeCl_3) eller aluminiumsulfat ($\text{Al}(\text{SO}_4)_2$), sedan tas utfällningen bort och det resterande sedimentet förs tillbaka till sjön. Denna metod är dyr och tekniskt krävande (Brönmark & Hansson, 2009) och lämpar sig endast för grunda och små sjöar. För att denna metod ska vara effektiv måste andelen intern belastning ställas mot den externa belastningen. Ifall inte den externa belastningen minskar till låga nivåer återgår sedimenten till att vara näringsrika igen. Sedimenten kan innehålla tungmetaller och svårnedbrytbara miljögifter och dessa ska tas om hand på ett korrekt sätt. Den mekaniska intrusionen har stora effekter på organismerna som lever i sjön samt omrörning av sedimenten kan leda till läckage av tungmetaller, miljögifter och närsalter internt och nedströms (Bormans m. fl., 2016).

Istället för att ta upp sedimenten kan man tillföra järnklorid tillsammans med kalciumnitrat ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$) och syre till botten av sjön. Detta leder till starka bindingar mellan fosfor och järn som görs otillgängligt för organismer. Om detta görs i det översta sedimentlagret skapas ett lock som hindrar det undre lagret av fosfor från att lösas i vattenkolumnen. Denna metod kallas för "Riplox" (Brönmark & Hansson, 2009). Det finns även möjligheten att för grunda sjöar enbart tillsätta järnklorid med vattenstrålar som rör om det översta lösa lagret av sedimenten vilket möjliggör utfällning. Denna metod är billigare och mindre tekniskt avancerad jämfört med Riplox-metoden (Quaak m. fl., 1993).

För att minska den externa tillförseln av näringsämnen kan anläggning av våtmarker öka den tid som partiklar spenderar i vattnet innan det når sjön. Fosforbelastningen minskar genom sedimentation. Våtmarker är grunda och utgör goda förutsättningar för kolonisering av makrofyter som inkorporerar näring i sina celler. På dessa makrofyter finns det möjlighet för denitrifikationsbakterier att etableras och därmed minska kvävebelastningen genom avgång till kvävgas. Denna metod är temperaturberoende och fungerar som bäst på sommaren i Sverige. Dock finns det här en möjlighet att öka den biologiska mångfalden av evertbrater (ryggradslösa djur) och amfibier (Brönmark & Hansson, 2009) samt fåglar (Strand & Weisner, 2013). Våtmarken måste underhållas för att inte växa igen, dock är igenväxning ett tecken på att våtmarken fyller sin funktion. Därför rekommenderas underhåll i form av skörd av växter (Naturvårdsverket, 2009a).

Naturvårdsverket förespråkar att våtmarker restaureras, dvs anläggs på de platser där det funnits våtmarker förr, framför att anlägga helt nya. Restaurering kan på väl valda platser möjliggöra återkolonisering av den flora och fauna som en gång funnits där (Naturvårdsverket, 2009a). Våtmarker renar i genomsnitt 40% av det totala fosfor- och kväveinnehållet. Men denna siffra varierar kraftigt, beroende på var våtmarkerna anläggs, dess yta och även det inkommande vattnets beskaffenhet och mängd. Våtmarker som anläggs på marker som använts till odling eller som redan har ett högt innehåll av fosfor fungerar av naturliga skäl dåligt som fosforbindare. Utformningen av våtmarker så att vattnet stannar kvar så länge som möjligt är eftersträvanvärt samt att ytan ökar i förhållande till önskad reningsgrad och belastning. Dessutom visar studier på att ju högre halter av näring inkommande vatten har, desto högre procent renas i våtmarken (Land m. fl., 2016 & Strand & Weisner, 2013). Därav, för att uppnå en hög reningsgrad, bör våtmarker placeras vid högt belastade områden såsom reningsverk, intensiva odlingslandskap eller vid kluster av enskilda avlopp. Långtidsstudier (mer än 20 år) på våtmarkers reningsgrad är sällsynta och datamängden bristande (Land m. fl., 2016).

För att minimera läckage från åkrar finns det möjlighet att anlägga skyddszoner/buffertzoner som ligger bredvid vattendrag och sjöar. Studier visar att minst 10 meter är eftersträvanvärt men att minskningen av näringsämnen fortsätter upp till 20 meter (Vought m. fl., 1994 & Andersson & Mhamutomic, 2015). Dessa fungerar som bra fosforfällor, förutsatt att de sköts ordentligt och inte är mättade på fosfor. Eftersom det sker konstant tillförsel av fosfor från åkern och att fosfor är bundet i partiklar kan halten av fosfor enbart minskas genom regelbunden skörd av de växter som växer på skyddszonen (Vought m. fl., 1994 & Andersson & Mhamutomic, 2015).

3. Metod

3.1 Kartidentifiering

Nedan (figur 1) syns de delavrinningsområden som gjorts av SMHI (2012:2) med svarta linjer. I bakgrunden finns GSD marktäckedata (Naturvårdsverket, 2000) och ovanpå finns höjddata (Lantmäteriet, 2004). De ljusare områden på kartan är högre höjder och avrinningsområdet följer dessa naturliga avgränsningar.



Figur 1: GSD marktäckedata (Naturvårdsverket, 2000) syns i bakgrunden. De svarta linjerna markerar SMHI delavrinningsområde (2012:2). Ovanpå ligger höjddata (Lantmäteriet, 2004) där ljusare färger markerar högre belägna marker.

3.1.1 Markanvändning

Markanvändningen i avrinningsområdet har identifierats med hjälp av GIS (Geografiska InformationsSystem). I denna studie tas delavrinningsområdet (SMHI 2012:2) till Arkelstorpsviken samt den övre delen av Oppmannasjöns avrinningsområde i beaktning enligt delning i figur 2. Detta förfarande togs på grund av att det övre delavrinningsområdet (figur 1) är tänkt som tillflödet till Arkelstorpsviken, men enbart denna del tar inte hänsyn till de landområden som ligger närmast Arkelstorpsviken. Eftersom Vattenmyndigheten skiljer på Oppmannasjön och Arkelstorpsviken i sin statusklassificering bör även avrinningsområdet delas i enlighet med detta. I avrinningsområdet har GSD marktäckedata med referensår 2000 från Naturvårdsverket använts och marktyperna generaliserats till följande typer: lövskog, barrskog, öppet vatten, våtmark, bebyggt område, äng/betesmark/hygge samt fruktodling.

3.1.2 Enskilda avlopp

Hur många och hur gamla de enskilda avloppen är identifierades genom kommunens diarieföring inom enskilda avlopp. Med hjälp av GIS har enskilda avlopp identifierats inom det avgränsade avrinningsområdet och dess medelålder beräknats. Enbart enskilda avlopp inom Kristianstads kommun har tagits med i denna studie. Östra Göinge kommun delgav inte information om deras enskilda avlopp som innefattar avrinningsområdets nordvästra del.

3.1.3 Dikningsföretag

De dikningsföretag som skett inom avrinningsområdet har setts över med hjälp av GIS och tillhörande handlingar vid tillståndsansökan har lästs igenom, i den mån som författaren kunnat läsa de handskrivna och gamla handlingarna.

3.2 Näringstillförsel

Data över tillförseln av näring från tillflöden hittades i rapporten Fejes m. fl., 1993, som analyserats för att få fram årsmedelvärden. Genom att läsa igenom

miljörapporter från Arkelstorps reningsverk samt de uppgifter som redovisas i årsrapporter från Skräbeåns vattenvårdskommitté avseende Immelns reningsverk, skapas en uppfattning om det utgående vattnets beskaffenhet.

3.3 Statusklassning

Den miljöövervakning som sker idag består av provtagningspunkter i Lerjesjön och Arkelstorpsviken. För att kunna utröna ifall vattensystemet är fosfor- eller kvävebegränsat används Redfield-kvoten (106 C:16 N:1 P).

Statusklassning av tillgänglig data från Arkelstorpsviken gjordes med hjälp av Havs- och Vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten. Vid klassning av totalbiomassan och andel cyanobakterier användes millimeterlinjal på figur 17 (Annadotter, 2006). Statusklassningen kunde inte utföras i sin helhet då biologiska undersökningar inte ingår i det provtagningsprogram som finns för Arkelstorpsviken. Arkelstorpsvikens statusklassning kunde därigenom inte få en slutgiltig status, utan varje kvalitetsfaktor bedömdes separat och utifrån de data som fanns tillgängliga. Provfiske fanns inte tillgängligt för Arkelstorpsviken, dock användes det provfiske som fanns över Oppmannasjön från 1997 och som redan klassats av Havs- och Vattenmyndigheten.

3.3.1 Totalbiomassa av växtplankton

Ett medelvärde mellan juli-augusti under en treårsperiod ska användas och jämföras med ett referensvärde eller bakgrundsvärde. Referensvärdet hittas genom sjöns geografiska plats; Södra Sverige samt dess humushalt som mäts genom färgtal (mg Pt/l) (HVM, 2015) vilket under årtalen 2009-2011 hade ett medelvärde på 106,6 mg Pt/l (MVM, 2016b).

Eftersom mätningar ej gjorts på totalbiomassa, kan ett medelvärde inte användas från en treårsperiod såsom är kravet. Det som används istället är figur 17 och dess medelvärde på totalbiomassa under perioden juli-augusti (v. 27-34) år 2002. Observera att faktiska siffror inte använts, utan enbart bildtolkning.

Den ekologiska kvalitetskvoten (EK) fås genom referensvärde/medelvärde på observerad totalbiomassa.

3.3.2 Andel Cyanobakterier

Referensvärdet för humusrika sjöar i Södra Sverige ligger på 7% cyanobakterier av den totala biomassan växtplankton (HVM, 2015). Även här används figur 17, (Annadotter, 2006) för att få fram ett medelvärde för år 2002. Enligt HVM, 2015 ska ett medelvärde för minst 3 år användas.

$$EK = (100 - \text{observerad procentandel cyanobakterier}) / (100 - \text{referensvärde})$$

3.3.3 Klorofyll

Ifall det inte finns tillgänglig data till att utföra en bedömning enligt de ovanstående faktorerna; totalbiomassa, andel cyanobakterier, trofiskt planktonindex och artantal kan det utföras en bedömning utifrån enbart klorofyllvärden. Dock ger inte detta en komplett bild av vattenförekomstens växtplanktonsamhälle (HVM, 2015).

3.3.4 Näringsämnen

Första steget är att räkna ut ett referensvärde (tot-P µg/l) för Arkelstorpssviken med hjälp av absorbans (420nm/5cm), altitud (meter över havet) och medeldjup (m):

$$\log(\text{ref-P}) = 1,627 + 0,246 * \log_{10} \text{Abs} - 0,139 * \log_{10} \text{Alt} - 0,197 * \log_{10} \text{Djup}$$

(HVM, 2015)

Absorbansvärden tas från slutet av augusti under åren 2012-2014 (MVM, 2016b).

Detta referensvärde delas sedan med observerat tot-P. Det mätta värdet på P tas som ett medelvärde på årsmedelvärden från sensommarperioden (slutet av juli-augusti) mellan åren 2012-2014 (samma år som absorbansen).

Ekologisk kvalitetskvot (EK) = Referensvärde/Observerat värde

3.3.5 Siktdjup

Siktdjup uppmättes med vattenkikare fem gånger under växtperioden (maj-oktober) under 2014 (MVM, 2016b). Referensvärdet räknas ut enligt följande formel med hjälp av absorbans och referensvärdet för klorofyll:

$$\log_{10}(SD_{ref}) = 0,678 - 0,116 * \log_{10}Abs - 0,471 * \log_{10}Klorofyll \text{ (HVM, 2015)}$$

$$EK = \text{Observerat värde} / \text{Referensvärde}$$

3.3.6 Syrgas

Löst syrgas i vattnet mäts i mg/l och provtagning måste ta i beaktande i vilken skiktning som sjön befinner sig i. Det lägsta värdet som tas under ett år används för att klassificera sjön (HVM, 2015). Klassificeringen tar även hänsyn till om det finns syrgaskrävande fiskar i sjöns ekosystem inom familjen *Salmonidae* (laxfiskar) (HVM, 2015).

3.3.7 Försurning

Klassificering med avseende på försurningspåverkan görs genom att jämföra dagens pH-värde med ett beräknat värde från år 1860 och skillnaden avgör vilken status sjön erhåller. Det beräknade värdet fås genom såkallad MAGIC-modellering och detta värde registreras i MAGIC-biblioteket som tillhandahålls av IVL, Svenska Miljöinstitutet. Detta bibliotek används sedan för att testa sjöar och vattendrag gentemot andra liknande sjöar och vattendrag som antas ha följt och följer samma utveckling med avseende på försurning. Därigenom fås ett referensvärde att utgå från (HVM, 2015).

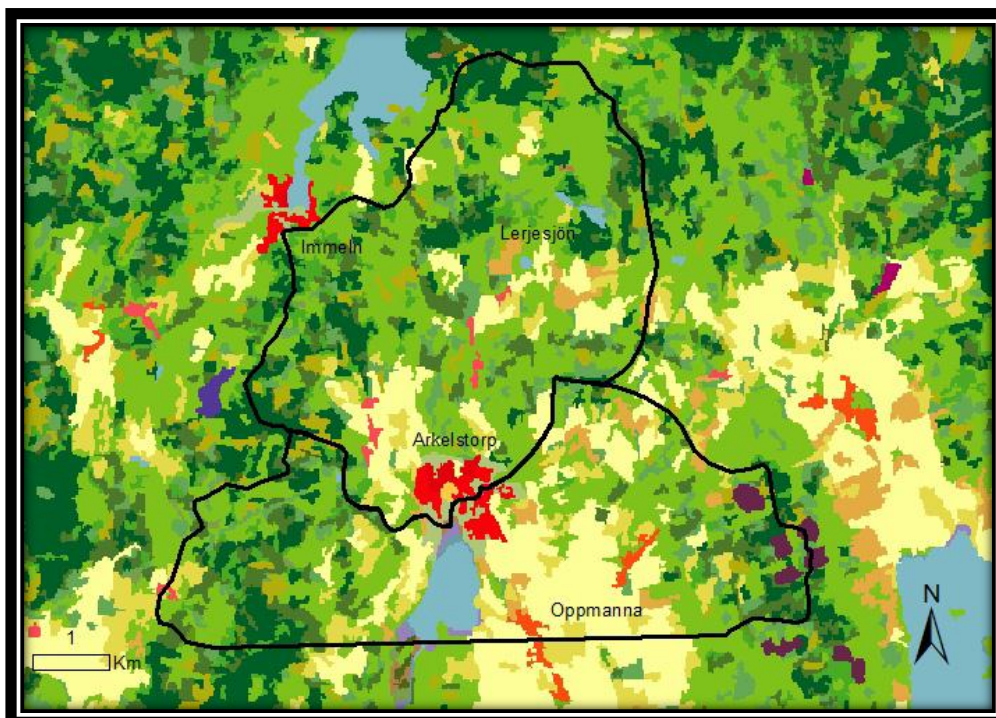
3.4 Vilka åtgärder är lämpliga för restaurering av Arkelstorpsviken?

Genom en samlad bedömning av teori och resultat tas det fram åtgärdsförslag på extern och intern belastning. Åtgärdsförslag på externa källor togs från Vattenmyndigheterna, 2015.

4. Resultat

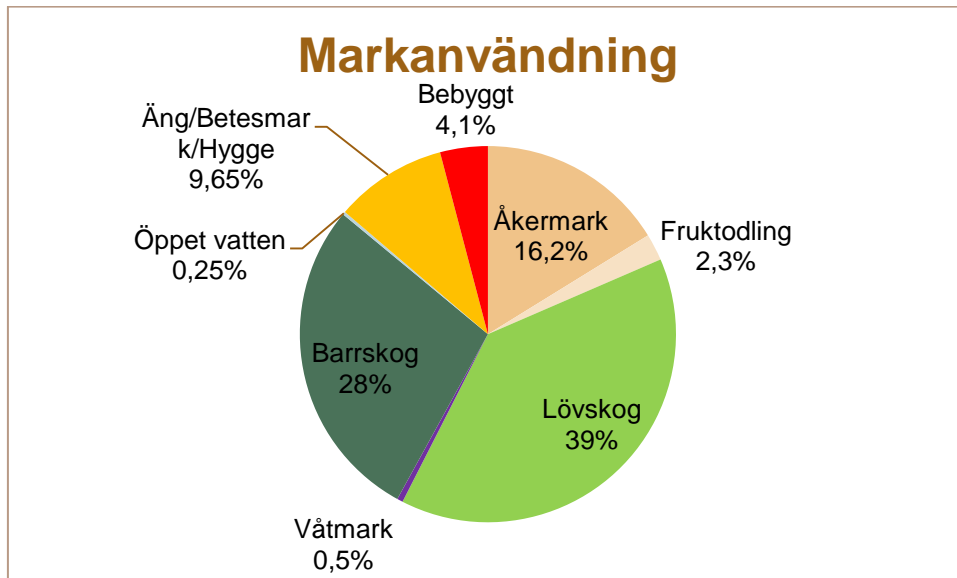
4.1 Markanvändning

Efter ihopslagning av Arkelstorpsvikens avrinningsområde samt Oppmannasjöns avrinningsområde som ligger norr om utloppet från Arkelstorpsviken till Oppmannasjön blir den totala ytan 39,4km² enligt figur 2. Arkelstorpsviken är ej medräknad. Det är enbart inom de svarta linjerna som hänsyn tagits till extern belastning på Arkelstorpsviken.



Figur 2: Visar den delning som gjorts i avrinningsområdet till Arkelstorpsviken. GSD marktäckedata (Naturvårdsverket, 2000) visar att det längst i norr domineras av skog och att det finns åkrar runt bebyggelse (rött). Åkrarna är koncentrerade till vid Oppmanna, strax nordväst om Arkelstorp samt söder om Lerjesjön. De lila områden runt Arkelstorpsviken är våtmarker som en gång varit en del av sjön och som håller på att växa igen.

Inom det svartmarkerade området i figur 2 fördelas markanvändningen enligt figur 3, Arkelstorpsviken är ej medräknad.



Figur 3: Visar fördelningen av markanvändningen inom avrinningsområdet enligt figur 2.

4.2 Näringstillförsel

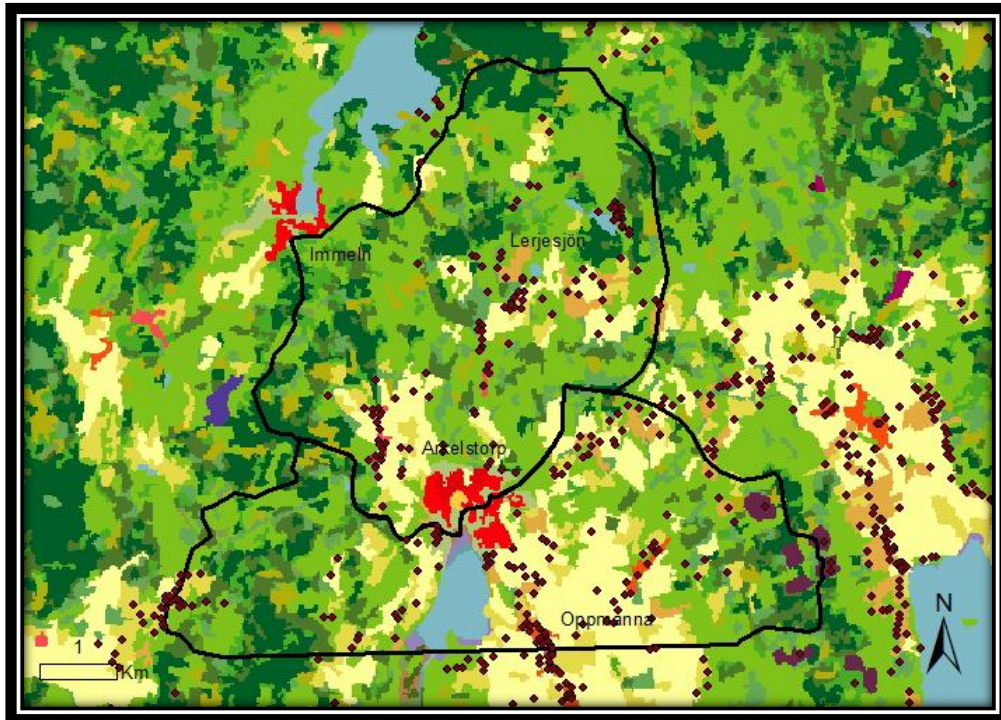
1993 utkom en limnologisk rapport från Kristianstads kommun angående hela Oppmannasjön och även Arkelstorpsviken. Denna rapport pekar ut de källor till fosfor och kväve som fanns 1989-1990, samt undersöker sedimentens innehåll av metaller. Rapporten redovisar 2 tillflöden i Arkelstorpsviken; Oppmanna och Arkelstorpsbäcken (Fejes m. fl., 1993).

Tillflödet vid Oppmanna hade en årsmedelvattenföring på 33 l/sek, varav de största flödena uppmättes i januari-mars. Tillflödet vid Arkelstorp, som även inkluderar dess reningsverk, är det största och hade en årsmedelvattenföring på 107 l/sek och de största flödena inträffade under februari-mars (Fejes m. fl., 1993). Koncentrationen av fosfor och kväve från respektive tillflöde redovisas i tabell 2.

Tabell 2: Årsmedelvärden av totalkväve och totalfosfor i de två tillflöden som har Arkelstorpsviken som recipient under åren 1989-1990 (Fejes m. fl., 1993)

Tillflöde	Totalfosfor µg/l	Totalkväve µg/l
Oppmanna	91	7610
Arkelstorp	57	2780

Kartläggningen av de enskilda avlopp som är inom det berörda avrinningsområdet är inte komplett på grund av saknade uppgifter från Östra Göinge kommun. Detta ses som att det saknas vinröda prickar i figur 4 i den nordvästra sektionen runt Immeln. Denna del av avrinningsområdet kan därför inte bedömas och tas inte med i den samlade bedömningen.



Figur 4: Karta över avrinningsområdet där mörkröda prickar representerar enskilda avlopp (Kristianstads kommun, 2016). Enbart avlopp inom avrinningsområdets gränser har tagits i beaktande i tabell 1.

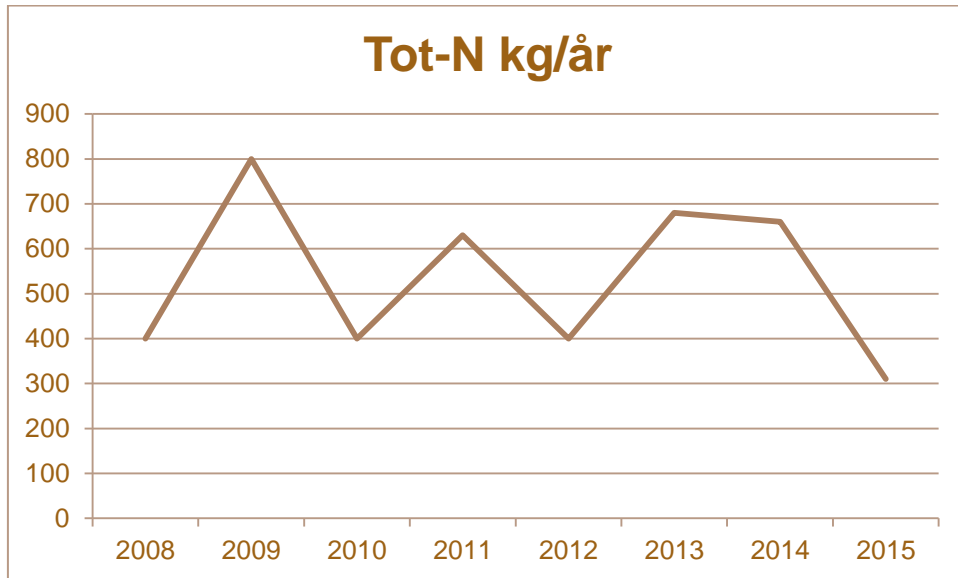
Tillgängliga data visar ett resultat med allt från nya anläggningar till de från 70-talet, stenkistor eller ingen anläggning alls. Dessutom har inte alla både BDT och WC anslutet till sitt enskilda avlopp och denna uppgift är inte alltid korrekt. Inom avrinningsområdet (enbart Kristianstads kommun) finns det totalt 245 enskilda avlopp och dessa fördelar sig enligt tabell 1. Vilka av dessa enskilda avlopp som tillhör åretrunt boende framkommer ej, även om dagens lagstiftning inte tar hänsyn till sommar- respektive fritidsboende enligt HVMFS 2016:17.

Tabell 1: Antalet anläggningar samt dess medelålder inom avrinningsområdet, ej Östra Göinge kommun (Kristianstads kommun, 2016)

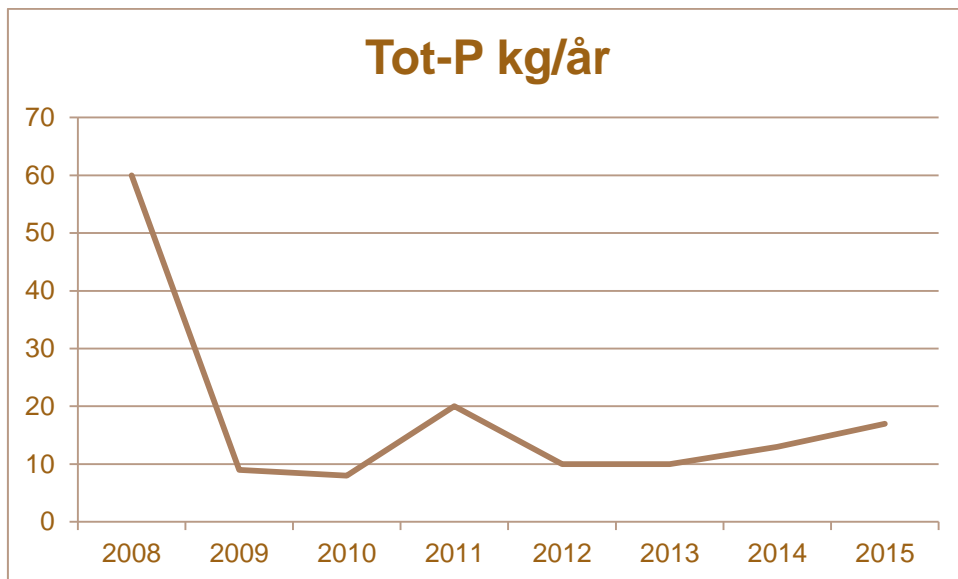
Anläggning	Antal	Medelålder (år)
Infiltration	170	24
Markbädd	41	26
Markbädd+fosforfälla	4	7
Minireningsverk	1	6
Stenkista	5	42
Sjunkbrunn	3	41
Ingen	21	-

Det finns två kommunala ARV som ligger inom Arkelstorpsvikens avrinningsområde och dessa är recipient från samhällena Immeln respektive Arkelstorp.

Immeln ARV ingår i recipientkontrollprogrammet i Skräbeån och gör ingen egen miljörapport. Utifrån BOD (Biochemical Oxygen Demand) beräknas 204 personekvivalenter vara inkopplade till reningsverket under 2015 (Hilding, 2016). Under 2005 byggdes ett extra fällningssteg för fosfor till de existerande två biodammarna. På grund av detta finns inget årsvärde för 2006-2008 (Hilding, 2009). I figur 5 och 6 ses det totala utsläppet av kväve samt fosfor i kg per år. Resultatet av införandet av ett fällningssteg på fosfor ses mellan åren 2008 och 2009 i figur 6.

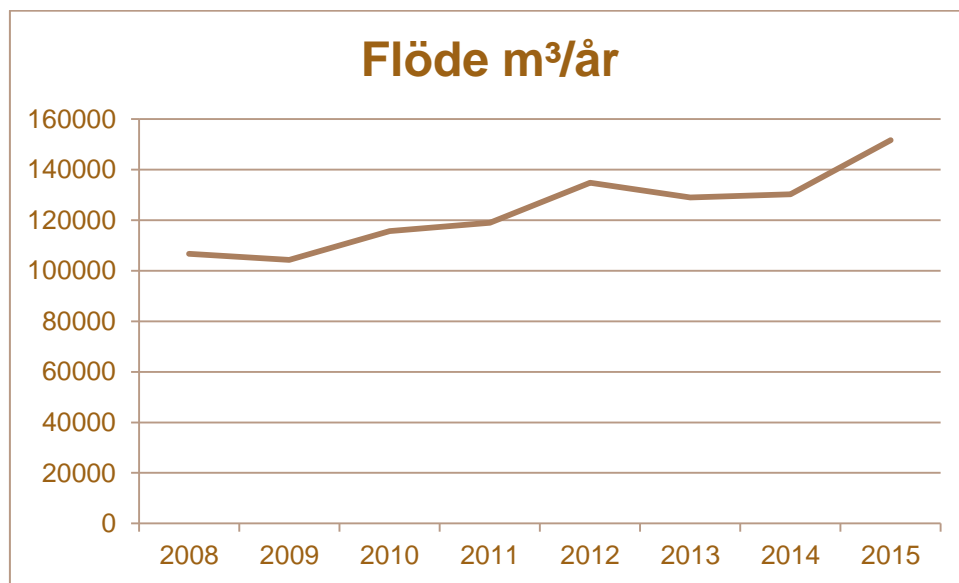


Figur 5: Visar det totala utsläppet av kväve i kilo/år från reningsverket Immeln till recipienten Arkelstorpsån. 2008 års värde är från före ombyggnationen under 2005 (Hilding, 2009-2016).

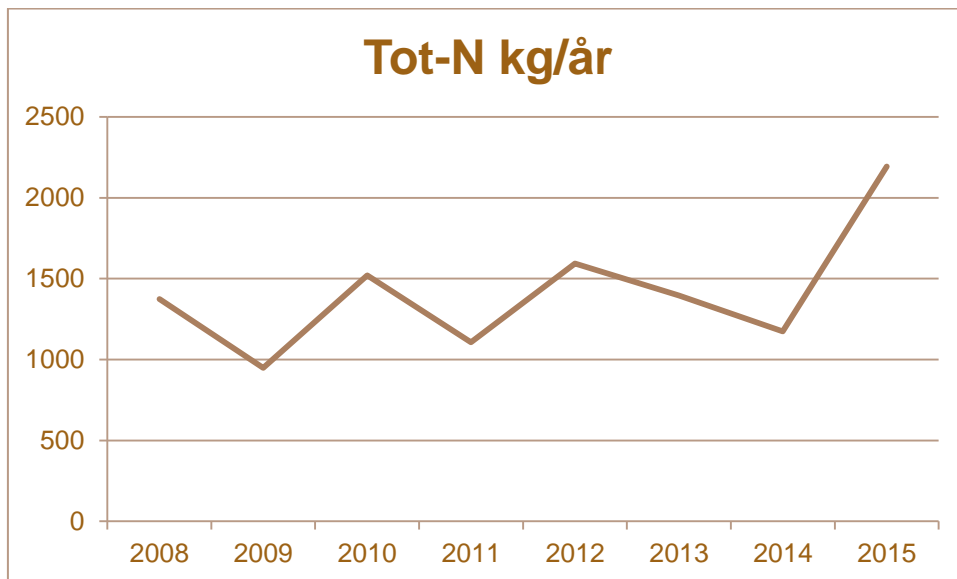


Figur 6: Visar det totala utsläppet av fosfor i kilo/år från reningsverket Immeln till recipienten Arkelstorpsån. 2008 års värde är från före ombyggnationen under 2005 (Hilding, 2009-2016).

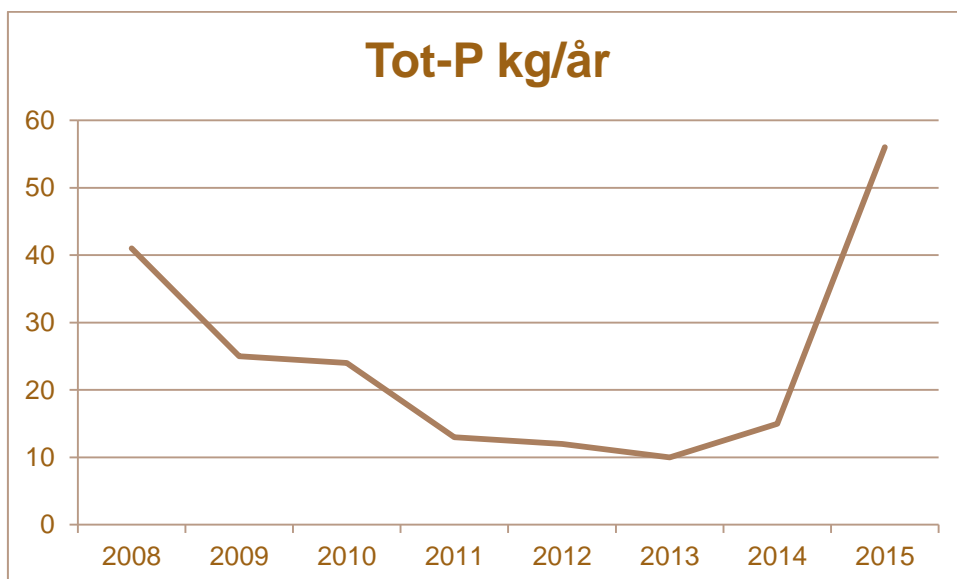
Ca 650 personer är anslutna till Arkelstorps ARV enligt miljörapporten 2015 (Djokovic, 2016). Enligt Skräbeåns årsrapport 2015 är 1100 personekvivalenter inkopplade genom uträkning utifrån BOD-mängd (Hilding, 2016). Utsläppsvattnet hade en reningsgrad på 96% av fosforfraktionen samt 99% av BOD under 2015 (Djokovic, 2016). I figur 7 ses flödet genom reningsverket och trenden tyder på en ökande belastning. I figur 8 och 9 ses det totala utsläppet av kväve och fosfor i kg per år.



Figur 7: Figuren visar flödet genom reningsverket i Arkelstorp från 2008-2015. Trenden visar på en ökande belastning (Djokovic, 2016).



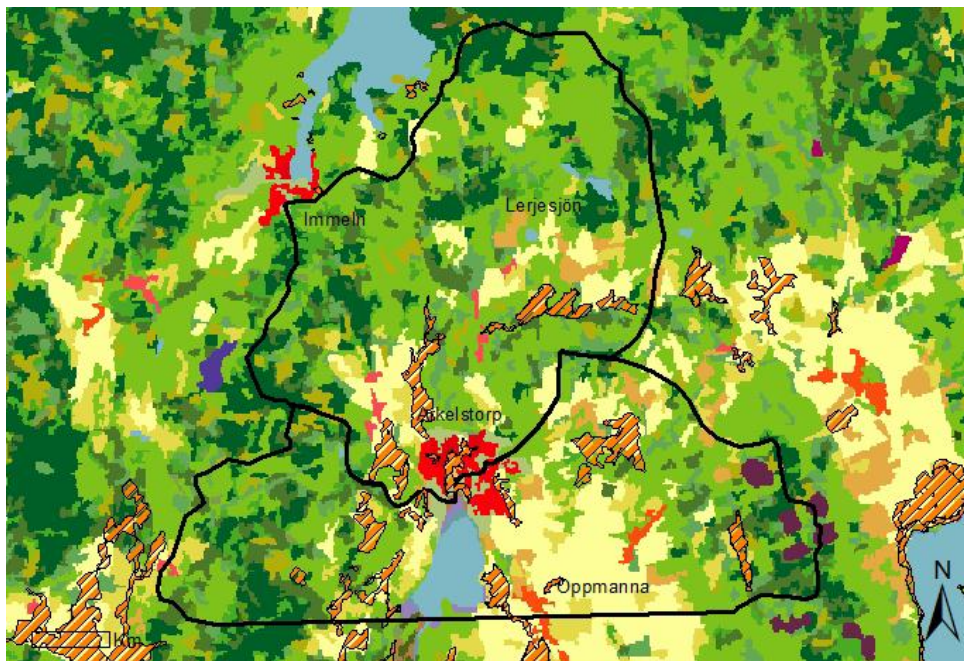
Figur 8: Visar det totala utsläppet av kväve i kilo/år från reningsverket Arkelstorp till recipienten Arkelstorpsviken (Djokovic, 2016). Trenden visar på en ökning av kväveutsläppen från 2008-2015.



Figur 9: Visar det totala utsläppet av fosfor i kilo/år från reningsverket Arkelstorp till recipienten Arkelstorpsviken 2008-2015 (Djokovic, 2016). Av diagrammet kan inte någon trend utläsas.

Detta kan jämföras med schabloner utförda av SMED (Svenska MiljöEmissionsData), 2011 på fosforbelastning. Varje person beräknas producera 1,7 gram totalfosfor per dygn om man räknar med BDT, WC samt att utfasningen av fosfater i tvättmedel är långt gången idag. Per år blir detta 0,62kg fosfor/person orenat vatten. Om hänsyn ska tas till att de flesta spenderar tid utanför hemmet, blir belastningen istället 0,4kg/år i hemmet. Från Immelns reningsverk släpptes det ut för motsvarande ca 27 personer och i Arkelstorp för ca 90 personer orenat avloppsvatten under 2015.

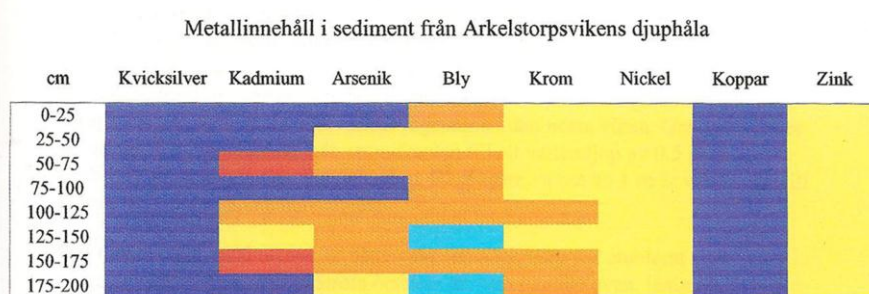
De dikningsföretag som är registrerade med en tillståndsansökan syns i figur 10 som gulorange streckade områden. De närmsta runt sjön är själva sjösänkningen som skedde 1883. Totalt 21 dikningsföretag finns inom avrinningsområdet och det sista utfördes 1956. De äldre originalhandlingar som finns diarieförda är svårlästa på grund av att de är handskrivna och i äldre svenska.



Figur 10: Visar de dikningsföretag som gjorts i de områden som är streckade gul/orange. Åldern på dessa varierar, den äldsta är från 1883 som är själva sjösänkningen av Oppmannasjön till 1956 med en fördjupning av Lerjesjöbäcken för ytterliggare torrläggning av åkermark. Totalt 21 dikningsföretag har utförts inom det markerade avrinningsområdet. Den dominerande åtgärden är att anlägga täkta diken med cementrör (Kristianstads kommun, 2016).

4.3 Arkelstorpsviken

Sedimentens innehåll av metallerna kvicksilver (Hg), kadmium (Cd), arsenik (As), bly (Pb), krom (Cr), nickel (Ni), koppar (Cu) och zink (Zn) för respektive djup redovisas i figur 11 enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder från 1990. Färgerna kan tolkas med hjälp av figur 12.



Figur 11: Anger koncentrationer av respektive metall vid ett visst sedimentdjup i Arkelstorpsviken under åren 1989-1990, se figur 12 för färgkoder (Fejes m. fl., 1993).

Färgkod	Kvicksilver mg/kg TS	Kadmium mg/kg TS	Arsenik mg/kg TS	Bly mg/kg TS	Krom mg/kg TS	Nickel mg/kg TS	Koppar mg/kg TS	Zink mg/kg TS
Blå	<0,03	<0,2	<1	<2	<1	<2	<5	<50
Ljusblå	0,03-0,1	0,2-0,7	1-5	2-10	1-5	2-10	5-10	50-150
Gul	0,1-0,2	0,7-2,0	5-25	10-25	5-20	10-40	10-40	150-400
Orange	0,2-0,5	2-5	25-100	25-100	20-100	40-200	40-100	400-1000
Röd	>0,5	>5	>100	>100	>100	>200	>100	>1000

SNVs Bedömningsgrunder (1990)

Blå=mycket låga halter
Ljusblå=låga halter
Gul=måttligt höga halter
Orange=höga halter
Röd=mycket höga halter

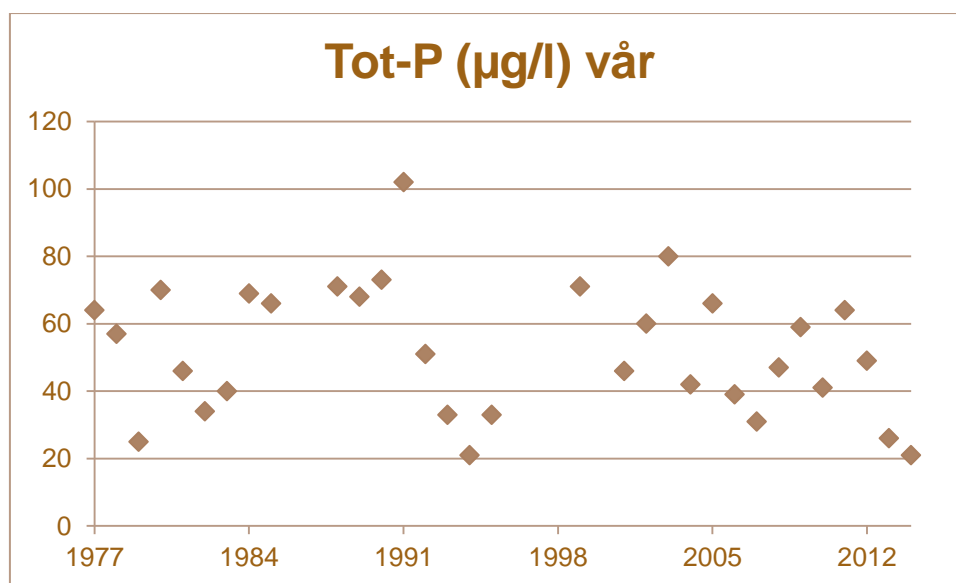
Figur 12: Anger de gränsvärden för respektive metall och färg enligt figur 11. Dessa är anpassade till SNVs Bedömningsgrunder från 1990 (Fejes m. fl., 1993).

I Arkelstorpsviken finns det mätdata från 1977 till 2014 tillgängligt för fosfor. Tot-N (totalkväve) och Tot-P finns från 1979 på sommaren. Sedan 2000 har det utförts flera prover under sommaren (månad 6-8) och då har ett medelvärde använts för de

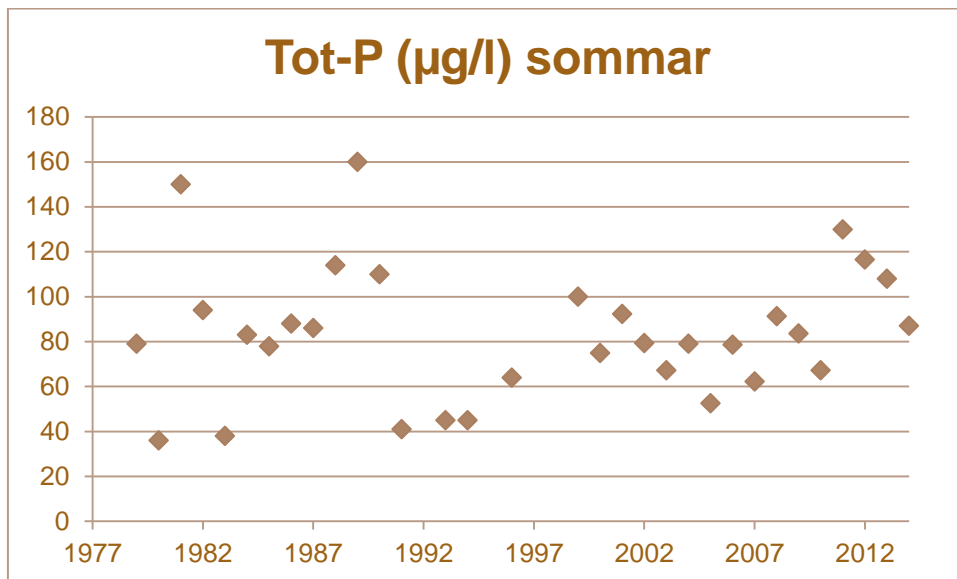
åren. För datan över våren har de provtagningar som skett under månad 4 använts. Från och med 2011 var provdjupet 0,5m, dessförinnan låg provdjupet på 0,2m (MVM, 2016b).

Figur 13 och 14 redovisar totalfosforhalten under våren respektive sommaren, notera att skalan är annorlunda mellan de två figurerna och att fosfor tydligt ökar under sommaren. I figur 15 och 16 syns kvävehalterna där skalorna är samma, men här sker ökningen istället på våren med en trend att värdena möts efter år 2000.

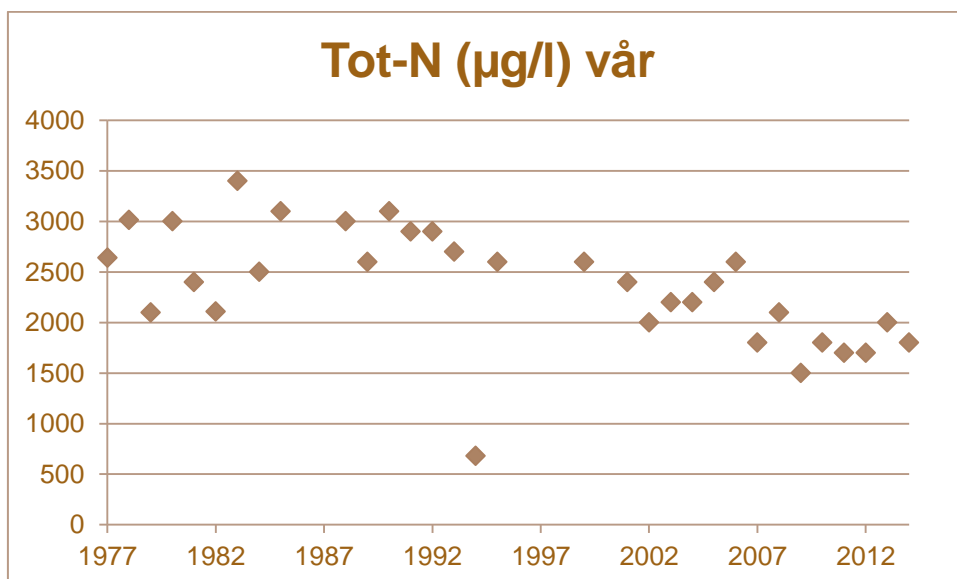
I tabell 3 konstateras med hjälp av Redfield-kvoten att fosfor är det begränsande tillväxtämnet gentemot kväve och kol i Arkelstorpsviken. Här ses även den enorma ökningen av fosfor och klorofyll-värden under sommar och höst gentemot våren.



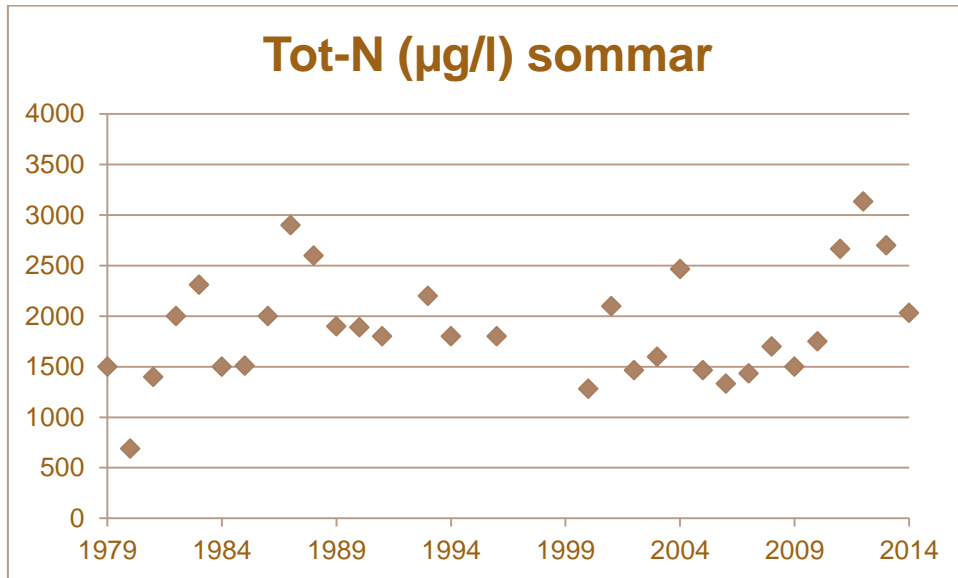
Figur 13: Diagrammet visar den totala halten fosfor i Arkelstorpsviken under april månad från 1977-2014 (MVM, 2016b).



Figur 14: Diagrammet visar den totala halten fosfor i Arkelstorpsviken under sommaren från 1979 till 2014 (MVM, 2016b).



Figur 15: Diagrammet visar den totala halten kväve under april månad från 1977 till 2014 (MVM, 2016b). En minskning av kvävehalten kan utläsas ur diagrammet.

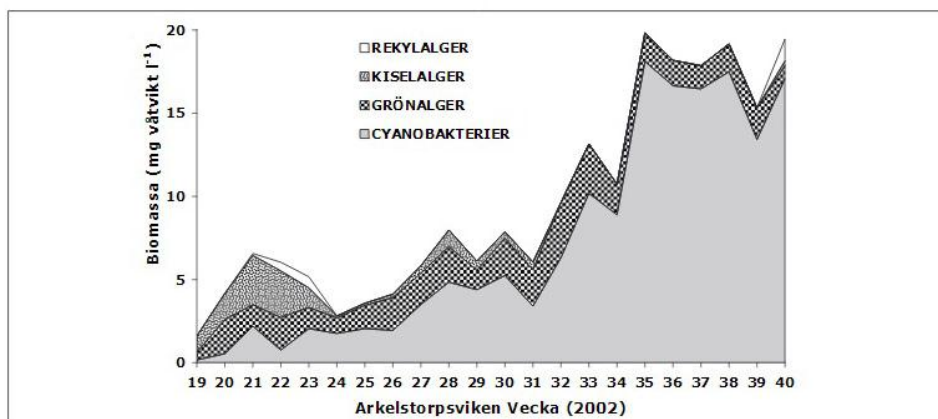


Figur 16: Diagrammet visar den totala halten kväve under sommaren från 1979-2014 (MVM, 2016b).

Tabell 3: Prover från 3 olika tillfällen under 2014 i Arkelstorpsviken (MVM, 2016b).

Provdatum	2014-04-28	2014-08-27	2014-10-13
Mätdjup (m)	0,5	0,5	0,5
Klorofyll ($\mu\text{g/l}$)	28	75	71
pH	8,6	8,7	8,5
Siktdjup m. kikare (m)	1,4	0,6	0,62
Syrgashalt (mg/l)	12,6	11,5	12
Syrgasmättnad (%)	127	118	113
TOC (mg/l)	12	19	16
Tot-N ($\mu\text{g/l}$)	1800	2800	2400
Tot-P ($\mu\text{g/l}$)	21	130	61
Vattentemperatur ($^{\circ}\text{C}$)	15,8	16,4	12,6

De biologiska faktorerna är inte undersökta i Arkelstorpsviken, förutom den inventering av växtplankton som utfördes av Annadotter år 2002. Enligt figur 17 (Annadotter, 2006) ses en stigande dominans av cyanobakterier ju längre tid som passerat av växtsäsongen.



Figur 17: Diagrammet visar successionen av växtplankton uppdelat på olika typer av alger under 22 veckor år 2002 i Arkelstorpsviken. En tydlig dominans av cyanobakterier mot slutet av säsongen syns medan kiselalger dominerar i början av säsongen (Annadotter, 2006).

Det provfiske som finns att tillgå är från Oppmannasjön enligt tabell 4 som gjordes med 16 bottennät. Fisksammansättningen visar på övervägande del karpfiskar (braxen, mört, sarv, sutare) framför rovfiskar (aborre, gädda, gös). Karpfiskarna utövar ett högt betetryck på djurplankton som därmed inte lyckas hålla växtplankton i schack. Den kanal som binder samman Oppmannasjön med Arkelstorpsviken är ca 20 meter bred (ögonmått under november 2016) och av den anledningen antas fisk migrera mellan Oppmannasjön och Arkelstorpsviken.

Möjligheten att utföra elfiske i stor skala från antingen båt eller från strandkanten är ett sätt att minska mängden karpfiskar beroende på strandkantens framkomlighet. Detta kräver dock kunskaper om var och när de oönskade fiskarterna befinner sig på en viss geografisk plats och djup i vattenkolumnen. Även handhavande av elektrisk utrustning i vattenmiljö kräver goda kunskaper hos fiskaren. I öppet vatten fungerar elfiske bra ifall djupet inte överstiger och siktdjupet inte understiger attraktionsradien på 1m (Bohlin m. fl., 1989). Enligt Bohlin m. fl., 1989 kan mört och braxen lämpligtvis fiskas i stim under senhöst och vinter i den litorala zonen (zonen närmast strandkanten).

Tabell 4: Tabell över de fiskarter som fångats i 16 bottennät i Oppmannasjön vid ett provfiske 1997. Antal och vikt är delat på antal nät (NORS, 1997)

Fiskart	Antal	Vikt (g)
Aborre	11,5	183
Mört	124,9	576,9
Gädda	0,3	111,3
Gärs	15,6	83,1
Braxen	41,2	488,6
Sarv	5	119,5
Benlöja	19,1	179,4
Sutare	0,0625	0,0625
Nissöga	0,0625	0,125
Gös	0,0625	3

4.3.1 Statusklassning

Totalbiomassa av växtplankton

Arkelstorpsviken hamnar under Södra Sverige, humösa sjöar vilket har ett referensvärde på 300 µg/l.

Medelvärdet på totalbiomassa uppskattas till 8 mg/l, vilket motsvarar 8000 µg/l utifrån figur 17.

EK = 0,0375 vilket ger dålig status.

Andel Cyanobakterier

Medelvärdet uppskattas till 67% cyanobakterier av den totala växtplanktonbiomassan (v.27-34) utifrån figur 17.

EK = 0,355 vilket ger otillfredsställande status.

Klorofyll

Enligt MVM, 2016b har Arkelstorpsviken ett medelvärde på 85 µg/l under åren 2011-2013. Referensvärdet ligger på 3 µg/l och Arkelstorpsviken hamnar lägre än god status. För att klassificera sjön hänvisas man till att göra en fullständig växtplanktonanalys (HVM, 2015).

Fisk

Omgivningsfaktorer för Arkelstorpsviken:

1. Sjöaltitud: 6m (Länsstyrelsen, 2016b) Observera att detta är altituden för hela Oppmannasjön
2. Sjöarea: 80ha (Naturvårdsverket, 2000)
3. Maxdjup: 1,7m (Annadotter, 2006)
4. Årsmedelvärde lufttemperatur 8°C (SMHI, 2016)
5. Arkelstorpsviken ligger under Högsta Kustlinjen (SGU, 2016)

Provfiske utfördes i Oppmannasjön 1997 med 16 bottennät (NORS, 1997). Eftersom detta provfiske redan statusklassats av Havs- och Vattenmyndigheten för Oppmannasjön, används befintlig uträkning av EQR8. Enligt den beräkning som finns, är EQR8 0,34 (Länsstyrelsen, 2016b) vilket ger måttlig status enligt HVM, 2015.

Näringsämnen

Absorbans medelvärde: 0,109
Altitud: 6m (Länsstyrelsen, 2016b)
Medeldjup: 1m (Annadotter, 2006)

Referensvärdet för tot-P blir 20,63677656 µg/l.

EK = 0,171973138 vilket ger dålig status (HVM, 2015).

Siktdjup

Siktdjupet under 2014 ger ett medelvärde på 0,574m.

Absorbans medelvärde: 0,109 (se sektion ”Näringsämnen”)

Referensvärde klorofyll: 3 µg/l (se sektion ”Klorofyll”)

Referensvärdet på siktdjup blir 5,99m.

EK = 0,096 vilket ger dålig status (HVM, 2015)

Syrgas

Under 2014 var det lägsta värdet för Arkelstorpsviken 10,8 mg/l i slutet av maj (MVM, 2016b). Laxfiskar är inte närvarande i Arkelstorpsviken (NORS, 1997) och klassningen med avseende på syrgas hamnar på hög status.

Försurning

Vid test av sjöar/vattendrag är det högsta pH-värdet som får anges 7,453 (IVL, 2016) vilket är lägre än Arkelstorpsvikens ca 8,5 (MVM, 2016b). Slutsatsen dras att Arkelstorpsviken inte är försurningspåverkad och bör få hög status. Dock eftersom enbart förändring mäts för klassificering, och att Arkelstorpsviken är basisk, gör att en höjning av pH kan leda till sämre status om modellen inte tar hänsyn till att pH höjts sedan 1860.

5. Diskussion

5.1 Markanvändning & näringstillförsel

Efter att ha gjort avgränsningen för avrinningsområdet till Arkelstorpsviken, visar markanvändningen (figur 3) på att skogsmark dominerar med 67% medan odlad mark utgör 18,5%. Med Skånska mått mätt är detta en låg andel odlad mark (SCB, 2010), vilket bör återspeglas genom en lägre näringshalt i sjön utifrån enbart markanvändningen. Även om siffrorna i tabell 2 över tillflödenas näringshalter är ca 25 år gamla kan de ändå ge en inblick i hur pass näringsrikt vatten som tillkommit historiskt sett i Arkelstorpsviken. Oppmannabäckens vatten var mycket näringsrikt och detta kommer direkt från ett samhälle med enskilda avlopp, lantbruk och fiskodlingar. Även vattnet från Arkelstorpsbäcken var mycket näringsrikt. Historiskt sett har reningsverken både i Arkelstorp och Immeln släppt ut ofullständigt renat vatten, speciellt innan kemisk utfällning av fosfor infördes som slutsteg i avloppsreningsverk och som ses i figur 6.

Enligt tabell 2 har de flesta enskilda avlopp inom avrinningsområdet någon form av rening. Det finns dock 29 avlopp som inte har någon fosforrening alls då stenkista och sjunkbrunn antas ha 0% fosforrening. Medelåldern på markbäddarna och infiltrationerna vittnar om att vissa jordmassor som ska fungera som fällor kan antas vara måttligt eller starkt mättade på fosfor. Totalt sett utgör avrinningsområdets enskilda avlopp ett större bidrag till fosforutsläpp än de kommunala reningsverken. Dock är det mycket svårt att genom de tillgängliga data göra ytterliggare analyser av den åverkan som de berörda enskilda avlopp utgör för Arkelstorpsviken.

Enligt Kristianstads kommuns översiktsplan från 2013, planeras utbyggnad av det kommunala avlopps nätet ske strax norr om Arkelstorp, strax nordväst om Arkelstorp samt till Oppmanna och kopplas till reningsverket i Arkelstorp. Detta förfarande har dock låg prioritet och ligger minst 10 år framåt i tiden. Detta bör leda till ökad belastning och en utbyggnad av reningsverket bör planeras samfällt. Det blir

härmed svårt att motivera boende som berörs av utbyggnationen att anlägga ett nytt enskilt avlopp som har en livslängd på 20-25 år eftersom de sedan blir tvungna att betala anslutningsavgift till det kommunala avloppsnätet.

Sjön Bäen som ligger på gränsen mellan Skåne och Blekinge län är en av de nationella trendsjöarna som följs upp för dess årsmedelvärde av totalfosfor och totalkväve. För åren 2010-2012 hade Bäen hög ekologisk status med avseende på totalfosfor; 14,3, 11,8 respektive 16,5 (SLU, 2016a), vilket är den bästa klassen enligt dagens klassningssystem. Dock hade Bäen klass 3 av 4 där 1 är bäst med avseende på totalkvävehalt under samma år; 560, 655 respektive 713 (SLU, 2016b). Årsmedelvärdena jämförs med såkallade referensvärden och tar hänsyn till sjöns humushalt. Humusrika sjöar kan naturligt innehålla högre halter av fosfor, men fosfor är mindre lättillgänglig för upptag. Trendsjöarna har gemensamt att de har en begränsad påverkan av mänsklig aktivitet och kan därför användas för att se trender på bakgrundshalter i olika geografiska områden och vattensystem (HVM, 2016).

Eftersom denna sjö ligger nära avrinningsområdet till Arkelstorpsviken, kan dess mätvärden ses som en fingervisning till de halter som även bör finnas i Arkelstorpsviken. Lerjesjön följer ungefär samma värden som Bäen (MVM, 2016a), trots att det finns ett kluster med enskilda avlopp som har Lerjesjön som recipient enligt figur 4. Detta styrker den teori om att den interna belastningen i Arkelstorpsviken orsakar de höga värden av fosfor under sommar och höst.

De dikningsföretag (figur 10) som gjorts inom avrinningsområdet är svåra att bedöma. Kunskapen om deras status är okänt och handlingarna är alla över 60 år gamla. Om de fortfarande är funktionella eller ej samt deras effekt är okänt. Dock är täckta diken helt vegetationsfria och därmed sker inget upptag av närsalter. Det behövs mer kunskap om dessa innan åtgärder kan vidtas.

5.2 Arkelstorpsviken

Arkelstorpsvikens sediment är undersökta gentemot metaller samt PCB och PAH. Dessa prover togs 1989 respektive 1997 och hur dessa metaller rört sig i sedimenten är okänt. Detta beror på sedimentationshastighet, hur ofta och hur mycket sedimenten rörs om (Hulscher m. fl., 1992) samt om sedimenten är anoxiska (Simpson m. fl., 1998). Främst har det övre skiktet sannolikt rörts om (Kleeberg & Herzog, 2014) och hur mycket av dessa ämnen som återkommer i vattenkolumnen är okänt. På grund av de höga halter av kadmium, arsenik, bly och krom (se figur 11) samt PAH (Lundgren & Weber, 1997) anses sannolikt sedimenten vara förorenad och klassas sannolikt som miljöfarligt avfall ifall det grävs upp enligt Avfallsförordningen 2011:927.

Enligt figur 13 och 14 över totalhalten fosfor i Arkelstorpsviken under sommaren respektive våren visar dessa på en trend att fosforhalten ökar under sommaren. Detta samtidigt som växtligheten tar upp som mest fosfor. En möjlig förklaring är att biologisk aktivitet såsom fiskar, djurplankton och vertikalmigrerande växtplankton i viken rör upp fosfor från sedimenten under sommaren. Detta skulle innebära att den interna belastningen i sjön utgör ett mycket signifikant bidrag till att sjön förblir eutrof. Utifrån fosforvärden från 2012-2014 hamnar sjöns näringsstatus på dålig. Av den anledningen bör sjöns interna belastning åtgärdas för att förbättra vattenkvalitén samt undvika toxiska algbloomningar.

Med tanke på hur grund Arkelstorpsviken är (medeldjup 1m och maxdjup 1,7m), sker omrörning sannolikt (Kleeberg & Herzog, 2014). Detta leder även till att vindens påverkan på sedimentens resuspension är sannolikt stor. Omrörning av sedimenten leder till större läckage av näringsämnen, metaller samt miljögifter som är lagrade. Detta kan enbart lösas med hjälp av fördjupning av botten, höjning av vattennivån, en utökad etablering av vattenväxter som stabiliserar sedimenten eller reduktion av de fiskar som rör upp botten i födosök.

Den höga andelen cyanobakterier under sommaren 2002, (figur 17) är enligt Annadotter, 2006 ett återkommande problem i Arkelstorpsviken. Dessutom förekommer toxiska algbloomningar som noterades 1987 av Annadotter, 2006. Enligt statusklassning utifrån figur 17 hamnar Arkelstorpsviken på otillfredsställande status med avseende på andel cyanobakterier, vilket är den näst sämsta klassen. Dessutom är klorofyllvärdena höga (tabell 3) och statusen på totalbiomassa av växtplankton utifrån figur 17 hamnar på dålig status. Av dessa anledningar måste åtgärder sättas in som begränsar biomassan växtplankton och diversifierar växtplanktonsamhället i sjön.

Provfisket i Oppmannasjön visar på för stor andel karpfiskar jämfört med rovfiskar. Eftersom kanalen som binder samman Arkelstorpsviken med Oppmannasjön är så pass bred antas fisk migrera mellan sjöarna enligt resultatsektionen 4.3. Statusen i Oppmannasjön är även den under god status (Länsstyrelsen, 2016b), vilket gör att åtgärder även behövs i denna sjö. Ifall biomanipulation ska ske i antingen Oppmannasjön eller Arkelstorpsviken i form av reduktionsfiske eller utplantering av rovfiskar bör hela systemet behandlas tillsammans. Det kan till och med vara så att ifall reduktionsfiske planeras till Oppmannasjön, då denna har ett större djup, behövs en utredning angående fiskmigration och var dess yngel trivs i vattensystemet. En möjlighet är att Arkelstorpsviken fungerar som en yngelkammare åt Oppmannasjön ifall Arkelstorpsviken lämnas orörd.

Siktdjupet under statusklassningen hamnar långt under gränsen för dålig status. Men eftersom det beräknade referensvärdet låg på 5,99m, maxdjupet på 1,7m samt medeldjupet på 1m, kan tyvärr Arkelstorpsviken aldrig uppnå god status så länge inte beräkningen av referensvärdet tar hänsyn till mycket grunda sjöar.

5.3 Förslag på åtgärder

En intressant aspekt är ifall Arkelstorpsviken bör återfå det djup den hade innan sjösänkningen skedde. Viken är mycket grund och utgör en stor yta som, oavsett åtgärd, utgör en bra grogrund för makrofyter. Om inte vattenståndet höjs eller viken fördjups, blir åtgärderna kortsiktiga lösningar och i slutändan sannolikt dyrare. Skörd av vass måste oundvikligen ske varje år för att bibehålla samma areal öppen sjöyta som idag, om detta är önskvärt. Dagens vattendjup, lösa botten, sedimentinnehåll och vattenkvalité förespråkar att den bör ses som fågelsjö snarare än badsjö.

Nedan följer en genomgång av det restaureringsarbete som gjorts i Finjasjön och Krankesjön. Med Finjasjön är syftet rekreation och bad medan Krankesjön är syftet att attrahera och bibehålla en stor biologisk mångfald.

5.3.1 Finjasjön

Finjasjön, 1100 ha med ett medeldjup på 3m, är belägen utanför Hässleholm och har under mitten av 1900-talet och framåt haft stora problem med övergödning och toxiska algblomningar. Finjasjön är en populär badsjö både idag och historiskt sett. Kommunen bestämde sig för att muddra bort sediment då algblomningar fortgick även vid reducering av den externa tillförseln av näring. Efter att muddringen ansågs misslyckad stoppades den efter att ca 25% av sedimentarean tagits bort och istället påbörjades reduktionsfiske med trålning i stor skala. I samband med detta konstruerades en 30 ha stor våtmark efter reningsverket samt skyddszoner vid tillflödena till Finjasjön. Vid reduktionsfiskets början bestod fisksamhället av 90-95% mört och braxen. Reduktionsfisket pågick i två år och fisksamhället bestod då utav lika mängder av planktonätande fisk och fiskätande fisk. Siktdjupet ökade markant efter utfiskning och ledde till att flera vattenväxter återetablerade sig, växtplanktonsamhället diversifierades och toppar av stora *Daphnia* spp. noterades. Den interna belastningen av fosfor reducerades kraftigt och sjön övergick till klarvattenfas. Reduktionsfisket kostade ca 5 miljoner (1992-1994) och våtmarken kostade ca 6 miljoner som togs i drift 1995. Muddringen som stoppades kostade ca 50 miljoner fram till 1991 (Annadotter m. fl., 1999).

En uppföljning på Finjasjöns undervattensvegetation utfördes under åren 1992-1997 av Lunds universitet. Från 1992-1996 ökade täckningsgraden i grundare områden (<3m) från 3% till 75%. Utbredningen av växterna gick snabbt efter reduktionsfisket. Djupet som undervattensväxterna återfanns ökade från 0,3m till 2,5m. Undervattensväxterna identifierades inneha en nyckelroll i att hålla växtplanktonsamhället nere och behålla klarvattenfasen. Andra faktorer såsom betning av djurplankton anses också inneha en nyckelroll, speciellt i skiftningar mellan grumlig- och klarvattenfas. Det sista året, 1997, hade vattenpest (*Elodea canadensis*) försvunnit helt och en försämring av siktdjup samt högre halt av fosfor och klorofyll noterades som härleddes till minskningen av den totala biomassan av undervattensväxter (Strand & Weisner, 2001).

Efter 1997 fortsatte försämringen av vattenkvalitén och nytt reduktionsfiske med trålning utfördes 1998-1999 och vattenkvalitén förbättrades igen. Fram till 2007 fiskades det upp ca 50 ton karpfisk årligen, vilket ansågs vara för lite. 2008 förekom en kraftig algblomning och en ny strategi bestående av bottengarnfiske på våren och ringnotsfiske på hösten påbörjades 2010. Detta utförs årligen för att bibehålla Finjasjön i klarvattenfas (Annadotter & Forssblad, 2016).

Ett dämme upprättades 2009 i Almaån (utlopp) som hindrar ett för lågt vattenstånd under sommaren. Positiva effekter med högre vattenstånd innebär lägre

temperaturer vid botten som missgynnar cyanobakterier samt kemiska reaktioner som leder till fosforläckage. Det har även satts ut risvasar för att gynna rovfiskar, speciellt aborrems lek, sedan 2012 (Annadotter & Forssblad, 2016).

5.3.2 Krankesjön

Krankesjön är en grund, medeldjup ca 1m, och eutrof sjö med en yta på ca 340ha belägen vid Revingehed. Sjösänkning skedde 1891 och Krankesjön är en ansedd fågelsjö. Vassen är välutvecklad längs strandkanterna och markanvändningen i avrinningsområdet består till 59% av jordbruksmark (Länsstyrelsen, 2012). Det har utförts åtgärder för att gynna fågellivet genom att slå vassbevuxna öar så att rotfiltern blottas samt att konstruera konstgjorda häckningsplattformar och boplatser (Olofsson, 2010). För att minska näringsläckaget in i sjön har det utgått ersättning till lantbrukare för fånggrödor, vallodling och vårplöjning (Länsstyrelsen, 2016c). Strandkanterna har även röjts upp och blivit strandängar med regelbunden röjning eller bete som främjat florans och faunan (Ingvad & Åsberg, 2004).

5.3.3 Extern belastning

Dessa åtgärder bör göras först för att uppnå god effekt av de interna åtgärderna. Åtgärderna har i denna uppsatsdel samma benämning och innebörd som i ”Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status – underlag till Vattenmyndigheternas förslag till åtgärdsprogram” utgiven digitalt av Vattenmyndigheterna, 2015.

Lantbruk

Att döma av tillflödena, (tabell 2) bör åtgärder för minskning av fosforhalten även innefatta lantbruket. Det är främst på östsidan av Arkelstorpsviken där lantbruk sker strandnära och tillflödet från Oppmanna omges av åkrar.

Anpassade skyddszoner bör anläggas utmed Arkelstorpsviken och även intill tillflödena där det finns risk för erosion från åkrar enligt Vattenmyndigheterna, 2015.

Även vårplöjning bör utföras så långt detta är möjligt på de åkrar närmast sjön eller vattendrag. Att återskapa vattendragens naturliga meandrande form är eftersträvansvärt. För att ytterligare minska belastningen av näringsämnen som läcker ut i Arkelstorpsviken kan våtmarker anläggas innan tillflödena rinner ut i sjön vid både Arkelstorp och Oppmanna.

Enskilda avlopp

Som föreslås av Region Kronoberg, 2014, bör alla enskilda avlopp inom en 100-metersradie runt sjöar och vattendrag följa hög skyddsnivå av miljöskyddsskäl när dessa vatten hamnar under god status med avseende på näring. Hög skyddsnivå innebär en reningsgrad på 90% av fosforfraktionen. Dessutom bör alla andra enskilda avlopp komma upp i normal skyddsnivå i enlighet med HVMFS 2016:17, vilket innebär en reningsgrad på 70% av fosforfraktionen.

När det finns klustrade enskilda avlopp som rinner ut i samma vattendrag kan det anläggas ett alternativ till våtmarker, fosfordammar, som tar mindre plats i anspråk och grävs djupare i början för ökad sedimentation. Fosfordammar anläggs gärna nära källorna till fosfor och avhjälpes därmed även eutrofieringen av vattendragen längre upp i vattensystemet (Vattenmyndigheterna, 2015).

Kommunala avloppsreningsverk

Med tanke på den begränsade påverkan som sker från Immelns reningsverk, samt med tanke på att denna byggdes ut med fosforfälla som slutpoleringssteg 2005, behöver inte ytterligare åtgärder tas om inte läget förändras.

Fastän Arkelstorps reningsverk har en reningsgrad på 96% av fosforfraktionen, kan utflödesvattnet ledas in i samma våtmark som själva Arkelstorpsviken rinner genom innan vattnet kommer ut i Arkelstorpsviken. Eftersom utbyggnad av VA-nätet planeras, bör denna våtmark dimensioneras därefter. Denna våtmark bör utföras på ett sätt som även gynnar friluftslivet och det generella intresset för området kring Arkelstorpsviken.

Inget ytterligare polerstep föreslås till de kommunala reningsverken, dock får självklart mer fällningskemikalier tillsättas ifall fosforbelastningen ökar.

5.3.4 Intern belastning

Den vindlande resa som tagits i restaureringsarbetet med Finjasjön, se ovan, visar på att biomanipulation som utförs i tillräcklig omfattning, tillräckligt regelbundet och hänsyn tas till botten kan sjön hållas kvar i klarvattenfas. I just denna sjö misslyckades muddring, men denna metod är inte helt lätt att utföra i en stor sjö som Finjasjön.

Muddring som metod lämpar sig rent morfologiskt för Arkelstorpsviken, grund och liten yta. Samt möjligheten till att återanvända fosfor som faller ut. Dock lämpar det sig inte med avseende på dess sediment (se figur 11).

”Länsstyrelsen anser generellt att muddring av förorenade sediment ska undvikas om syftet enbart är att förändra vattnets djup eller läge. Det är bättre att låta de ligga kvar orörda, förutsatt förstås att det inte är fråga om miljömuddring det vill säga att syftet är sanering och inte bottenförändring.”

Länsstyrelserna, 2006.

Ifall syftet är att sanera Arkelstorpsviken och ifall oro finns att tungmetaller och miljögifter läcker till en vattenförekomst som används som vattentäkt eller reservvattentäkt kan detta förfarande tillämpas.

Reduktionsfiske som metod att minska den interna belastningen är enligt Bernes m. fl., 2015 mycket effektiv om den görs i tillräcklig omfattning, men dess långvariga effekt är osäker. Påbörjas biomanipulation, måste den sannolikt fortsätta med jämna mellanrum som även görs i Finjasjön. På grund av att Arkelstorpsviken är väldigt grund, måste hänsyn tas till resuspension av sediment och detta ställas mot effekter av reduktionsfiske. Enligt Strand & Weisner, 2001 ökade makrofyttäckning även på grunda delar av Finjasjön (under 3m) vid biomanipulation.

Dock anser jag att Arkelstorpsviken inte är lämplig för konventionellt reduktionsfiske på grund av risken för resuspension då detta måste utföras kontinuerligt och storskaligt samt invandring av fisk från Oppmannasjön. Däremot kan biomanipulation i form av elfiske eller utsättning av rovfiskar ske, även om utplantering inte uppvisar samma resultat som utfiskning. För att gynna deras födosök, behöver vattnet bli klarare, och detta kan uppnås genom en större utbredning av makrofyter. Sjön är dock så pass grund att makrofyter kan störa motoriserad båttrafik. I denna aspekt finns två motstridiga intressen, att utveckla friluftslivet eller att åtgärda sjön. Ifall detta förfarande inte är tillräckligt, kan botten besprutas med järnklorid för att fälla ut fosfor.

Vad gäller elfiske är sjöns medeldjup lämpligt, dock är siktdjupet begränsat vilket gör att detta enbart kan ske under en viss årstid. Som sagt innan, bör fiskverksamhet samkoordineras till att innefatta både Arkelstorpsviken och Oppmannasjön.

6. Slutsats

Det första scenariot är att låta viken fungera som en stor våtmark till resten av Oppmannasjön, detta hade med hög sannolikhet gynnat fågellivet. Då hade byggnationen av ett fågeltorn i norra delen av viken varit möjlig. Fågeltornet kan sammankopplas med ett grönt stråk från Arkelstorps centrum och ån framhävas på ett meandrande sätt genom den nybyggda våtmarken. Arkelstorpsviken skulle kunna utvecklas åt samma håll som Krankesjön, där vassen anses positiv. Detta alternativ omöjliggör Arkelstorpsviken som badplats, då utvecklingen kan leda till vistelseförbud under fåglarnas häckningsperiod i framtiden. Dock behöver utvecklingen av en fågelsjö inte vara negativ för Arkelstorps utveckling som ort eller påverka dess attraktionskraft negativt. En aspekt att ta hänsyn till är ifall Arkelstorpsviken fungerar som källa eller fälla med avseende på fosfor. Sedimenten måste i detta fall stabiliseras med makrofyter eller fosfor görs otillgänglig för upptag, dvs fallas ut. Även utfiskning med el är lämpligt ifall reduktionsfiske planeras samfällt i hela Oppmannasjön. I detta fall behöver inte åtgärder för att fördjupa eller höja vattenståndet utföras. Detta alternativ påverkar djur- och växtlivet samt eventuellt läckage av farliga ämnen minst.

Det andra scenariot som tar hänsyn till vissa av sjöns grannars vilja att öka områdets badmöjligheter samt vilja att ha en öppen vattenyta måste antingen muddring ske eller ett dammbygge uppföras mellan Oppmannasjön och Arkelstorpsviken. Sjön är idag olämplig som badsjö eftersom botten är mycket lös. Enligt Nilsson & Maniette, 2000 blir dammbygget både brett och djupt, men att detta är möjligt då strandkanterna är branta. Dock begränsas båttrafiken mellan Oppmannasjön och Arkelstorpsviken, och byggnationen av någon typ av kran är nödvändig. Utöver dammbygge rekommenderas utfällning av fosfor i sediment med hjälp av järnklorid eller utplantering av rovfiskar samt makrofyter. Även utfiskning med el är lämpligt ifall reduktionsfiske planeras samfällt i hela Oppmannasjön. Dessutom behövs regelbunden skörd av vass kring de platser som är tänkta som badplatser, eventuellt vid Arkelstorp och Oppmanna.

Jag hoppas genom denna uppsats bidra till att uppmärksamma den problematik som finns i Arkelstorpsviken och även i Oppmannasjön samt dess potential. Dessutom hoppas jag att denna sammanställning underlättar det fortsatta arbetet för alla parter som verkar och lever i Oppmannasjöns område. Uppdaterade

provtagningar behövs innan slutgiltiga beslut tas om åtgärder, speciellt de biologiska faktorerna som väger tyngst i statusklassningen. Dessutom behövs en uppdaterad ekonomisk kalkyl över åtgärdernas kostnader i förhållande till de som framkommer i Nilsson & Maniette, 2000 samt Lundgren & Weber, 1997.

Tack

Lars-Anders Hansson, professor i akvatisk ekologi Lunds universitet, för hjälp med uppsats och goda råd.

Ulrika Hedlund, ekolog på Kristianstads kommun, för hjälp med kontakter till inspektörer inom enskilda avlopp samt Oppmanna Vånga Bygderåd.

Michael Dahlman, C4-teknik; VA-avdelningen, för hjälp med rapporter kring de kommunala avloppsreningsverken.

Henric Djerf, Universitetslektor i miljövetenskap Högskolan Kristianstad, för hjälp med att hitta försvunna rapporter.

Anders Wilander, Sveriges Lantbruksuniversitet sektionen för geokemi och hydrologi, för hjälp med uträkningar av referensvärden för näringsämnen.

Hans Persson, Oppmannasjöns Fiskevårdsområde, för anteckningar från Skräbeåns möte och råd kring fiske.

Referenser

Andersson, S., Mhamutovic, N. (2015). Skyddszoner som fosforfällor – En studie om skyddszonernas förmåga att förhindra fosforläckage. *Kandidatuppsats landskapsvetenskap, Högskolan Kristianstad.*

[<http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:935044/FULLTEXT01.pdf>]

Annadotter, H., Forssblad, J. (2016). *Limnologisk årsrapport för Finjasjön 2015*. Rapport till Hässleholms kommun utförd av Regito AB.

Annadotter, H. (2006). Kvävet betydelse för cyanobakterier och andra vertikalmigrerande alger – en studie av åtta sjöar. *VA-Forsk-projektnr.* 21-133. Svenskt vatten AB.

Annadotter, H., Cronberg, G., Aagren, R., Lundstedt, B., Nilsson, P-Å., Ströbeck, S. (1999). Multiple techniques for lake restoration. *Hydrobiologia* 395/396: 77-85.

ArtDatabanken. (2015). *Rödlistade arter I Sverige 2015*. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.

Bechmann, M., Stålnacke, P., Kværnø, S., Eggestad, H. O., Øygarden, L. (2009). Integrated tool for risk assessment in agricultural management of soil erosion and losses of phosphorus and nitrogen. *Science of the total environment* 407: 749-759.

Bernes, C., Carpenter, S. R., Gårdmark, A., Larsson, P., Persson, L., Skov, C., Speed, J. D. M., Van Donk, E. (2015). What is the influence of a reduction of planktivorous and benthivorous fish on water quality in temperate eutrophic lakes? A systematic review. *Environmental Evidence* 4: 13.

Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T. G., Rasmussen, G., Saltveit, S. J. (1989). Electrofishing – Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173: 9-43.

Bormans, M., Maršálek, B., Jančula, D. (2016). Controlling internal phosphorous loading in lakes by physical methods to reduce cyanobacterial blooms: a review. *Aquatic ecology* 50: 407-422.

Brönmark, C., Hansson, L. A. (2009). *The biology of lakes and ponds, 2nd ed.* Oxford university press. 285 s.

Cronberg, G., Annadotter, H., Lawton, L. A. (1999). The occurrence of toxic blue-green algae in Lake Ringsjön, Southern Sweden, despite nutrient reduction and fish biomanipulation. *Hydrobiologia* 404: 123-129.

Djokovic, A. (2016). *Miljörapport Arkelstorps reningsverk 2015*. Rapport. Kristianstads kommun, C4-teknik.

Hargeby, A., Blindow, I., Andersson, G. (2007). Long-term patterns of shifts between clear and turbid states in lake Krankesjön and lake Tåkern. *Ecosystems* 10: 28-35.

Hilding, E. (2016). *Skräbeån 2015, årsrapport från Skräbeåns vattenvårdskommitté*. Utförd av ALcontrol AB.

Hilding, E. (2015). *Skräbeån 2014, årsrapport från Skräbeåns vattenvårdskommitté*. Utförd av ALcontrol AB.

Hilding, E. (2014). *Skräbeån 2013, årsrapport från Skräbeåns vattenvårdskommitté*. Utförd av ALcontrol AB.

Hilding, E. (2013). *Skräbeån 2012, årsrapport från Skräbeåns vattenvårdskommitté*. Utförd av ALcontrol AB.

Hilding, E. (2012). *Skräbeån 2011, årsrapport från Skräbeåns vattenvårdskommitté*. Utförd av ALcontrol AB.

Hilding, E. (2011). *Skräbeån 2010, årsrapport från Skräbeåns vattenvårdskommitté*. Utförd av ALcontrol AB.

Hilding, E. (2010). *Skräbeån 2009, årsrapport från Skräbeåns vattenvårdskommitté*. Utförd av ALcontrol AB.

Hilding, E. (2009). *Skräbeån 2008, årsrapport från Skräbeåns vattenvårdskommitté*. Utförd av ALcontrol AB.

Hulscher, E. M., Mol, G. A. J., Lüers, F. (1992). Release of metals from polluted sediments in a shallow lake: quantifying resuspension. *Hydrobiologia* 235/236: 97-105.

HVM, Havs- och Vattenmyndigheten. (2016). *Fosfor i sjöar och vattendrag*.

[<https://www.havochvatten.se/hav/samordning--fakta/data--statistik/official-statistik/official-statistik--havs--och-vattenmiljo/fosfor-i-sjoar-och-vattendrag.html>]. Hämtad 2016-10-18.

HVM, Havs- och Vattenmyndigheten. (2015). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten*. HVMFS 2013:19. Konsoliderad elektronisk utgåva, senast uppdaterad 2015-05-01.

[<https://www.havochvatten.se/download/18.add3e2114d2537f6a677fc/1430909961159/2013-19-keu-2015-05-01.pdf>]

Ingvad, L., Åsberg, A. (2004). *En vandring runt Krankesjön*. Producerad av Naturcentrum AB för Lunds kommun.

IVL, Svenska Miljöinstitutet. (2016). *Testa din sjö eller ditt vattendrag*.

[<http://magicbiblioteket.ivl.se/testadinsjoellerdittvattendrag.4.343dc99d14e8bb0f58b65ff.html>] Hämtad 2016-10-27.

Jarvie, H. P., Neal, C., Withers, P. J. A. (2005). Sewage-effluent phosphorus: A greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus? *Science of the total environment* 360: 246-253.

Kalff, J. (2003). *Limnology: inland water ecosystems*. Pearson education. 592 s.

Kleeberg, A., Herzog, C. (2014). Sediment microstructure and resuspension behavior depend on each other. *Biogeochemistry* 119: 199-213.

Kristianstads kommun. (2016). Shapefil, dikningsföretag och enskilda avlopp anskaffad av Linda Nilsson, GIS-ingenjör 2016-10-03.

Land, M., Granéli, W., Grimvall, A., Hoffmann, C. C., Mitsch, W. J., Tonderski, K. S., Verhoeven, J. T. A. (2016). How effective are created or restored freshwater wetlands for nitrogen and phosphorous removal? A systematic review. *Environmental Evidence* 5: 9.

Lantmäteriet. (2004). GSD Höjddata, grid 50+. Prefix nh baserat på laserdata.

Lean, D., R., S. (1973). Phosphorus dynamics in lake water. *Science* 179: 678-680.

Lundgren, P., Weber, D. (1997). *Kristianstads kommun, Oppmannasjön, Arkelstorpsviken-Restaureering i syfte att skapa en attraktiv miljö i och kring Arkelstorpsviken*. Rapport. Kristianstads kommun.

Länsstyrelsen, VISS. (2016a). *Ekologisk status/potential*.

[<http://extra.lansstyrelsen.se/viss/Sv/detta-beskrivs-i-viss/statusklassning/ekologisk-statuspotential/Pages/ekologisk%20status.aspx>]. Hämtad 2016-10-20.

Länsstyrelsen, VISS. (2016b). *Oppmannasjön*.

[<https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE621816-140914>].

Hämtad 2016-09-15.

Länsstyrelsen, VISS. (2016c). *Krankesjön*.

[<http://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE617797-135339>].

Hämtad 2016-10-13.

Länsstyrelsen, Skåne län. (2012). *Krankesjön, Redovisning från sjödatan. Ekologgruppen i Landskrona AB*.

Länsstyrelserna. (2006). *Vägledning för muddring och kvittblivning av muddringsmassor*. Miljösamverkan Sverige.

[<http://www.miljosamverkan.se/SiteCollectionDocuments/Publikationer/2006/2006-vagledning-muddring-och-kvittblivning-av-muddringsmassor.pdf>].

MVM, SLU Miljödata. (2016a). *Lerjesjön, sjöstation 1363*. Hämtad 2016-09-06.

MVM, SLU Miljödata. (2016b). *Oppmannasjön-Arkelstorpsviken, sjöstation 29177*. Hämtad 2016-09-06.

Naturvårdsverket. (2000). GSD Svenska Marktäckedata med referensår 2000.

Naturvårdsverket. (2009a). *Rätt våtmark på rätt plats*. Rapport 5926.

Naturvårdsverket. (2009b). *Kvalitetsanalys av miljöövervakningsdata-En uppföljande utvärdering*. Rapport 5941.

Naturvårdsverket. (2017). Sveriges miljömål.

[<http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/>]. Hämtad 2017-01-13.

Nilsson, G., Maniette, H. (2000). *Arkelstorpsviken i Kristianstads kommun-ekologisk och ekonomisk rimlighet i planerade restaureringsåtgärder*. Geosigma AB. Rapport. Kristianstads kommun.

NORS, Nationellt register över sjöprovfisken. (1997). *Oppmannasjön, 621816-140914 provfiske 1997-09-08*. Sveriges Lantbruksuniversitet, SLU, Institutionen för akvatiska resurser.

[<http://www.slu.se/sjoprovfiskedatabasen>]. Hämtad 2016-11-04.

Olin, M., Rask, M., Ruuhijarvi, J., Keskitalo, J., Horppila, J., Tallberg, P., Taponen, T., Lehtovaara, A., Sammalkorpi, I. (2006). Effects of biomanipulation on fish and plankton communities in ten eutrophic lakes of southern Finland. *Hydrobiologia* 553: 67-88.

Olofsson, P. (2010). *Häckningsbefrämjande åtgärder för fågelfaunan i Krankesjön*. Eco Images.

Persson, P. O., Bruneau, L., Nilson, L., Östman, A., Sundqvist, J. O. (2005). *Miljöskyddsteknik, strategier & teknik för ett hållbart miljöskydd, sjunde upplagan*. Kungliga Tekniska Högskolan, Industriell ekologi, Stockholm. 461 s.

Quaak, M., van der Does, J., Boers, P., van der Vlugt, J. (1993). A new technique to reduce internal phosphorous loading by in-lake phosphate fixation in shallow lakes. *Hydrobiologia* 253: 337-344.

Region Kronoberg. (2014). *Bedömningsgrunder för hög och normal skyddsnivå hos enskilda avlopp*.

[<http://blogg.regionkronoberg.se/miljo-bygg/wp-content/uploads/sites/10/2014/02/bedomningsgrunder-anl-sma-avlopp.pdf>].

SCB, Statistiska Centralbyrån. (2010). *Markanvändningen i Sverige 2010*.

[http://www.scb.se/sv_/Hitta-statistik/Statistik-efter-amne/Miljo/Markanvandning/Markanvandningen-i-Sverige/12850/12857/Markanvandningen-i-Sverige/].

Schindler, D. W., Carpenter, S. R., Chapra, S. C., Hecky, R. E., Orihel, D. M. (2016). Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. *Environmental Science and technology* 50: 8923-8929. DOI 10.1021/acs.est.6b02204

SGU, Sveriges Geologiska Undersökning. (2016). *Strandnivåkartan för 14000 år sedan*. Kartgeneratören, SGU. Hämtad 2016-11-01.

Simpson, S. L., Apte, S. C., Batley, G. E. (1998). Effect of short-term resuspension events on trace metal speciation in polluted anoxic sediments. *Environmental science & technology* 32: 620-625.

SLU, Sveriges lantbruksuniversitet. (2016a). *Dataunderlag till diagram för bedömning av ekologisk status gällande totalfosfor i trendsjöar 1997-2012*. Tillgång via

[<https://www.havochvatten.se/hav/samordning-fakta/data-statistik/officiell-statistik/officiell-statistik-havs-och-vattenmiljo/fosfor-i-sjoar-och-vattendrag.html>].

SLU, Sveriges Lantbruksuniversitet. (2016b). *Dataunderlag till diagram som visar halten av totalkväve i trendsjöar 1997-2012*. Tillgång via

[<https://www.havochvatten.se/hav/samordning-fakta/data-statistik/officiell-statistik/officiell-statistik-havs-och-vattenmiljo/kvave-i-sjoar-och-vattendrag.html>].

SLU, Sveriges Lantbruksuniversitet. (2016c). *Detaljerade metodbeskrivningar-totalkväve*.

[<https://www.slu.se/institutioner/vatten-miljo/laboratorier/vattenkemiska-laboratoriet/vattenkemiska-analysmetoder/beskrivningar/>]. Publicerad 27 juni 2016.

SMED, Svenska MiljöEmissionsData. (2011). *Teknikenkät – enskilda avlopp 2009*. Rapport nr 44 på uppdrag av Naturvårdsverket. ISSN: 1653-8102.

SMHI, Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut. (2016). *Årsmedeltemperatur 2015*.

Strand, J. A., Weisner, S. E. B. (2001). Dynamics of submerged macrophyte populations in response to biomanipulation. *Freshwater biology* 46: 1397-1408.

Strand, J. A., Weisner, S. E. B. (2013). Effects of wetland construction on nitrogen transport and species richness in the agricultural landscape – Experiences from Sweden. *Ecological engineering* 56: 14-25.

Triest, L., Stiers, I., van Onsem, S. (2016). Biomanipulation as a nature-based solution to reduce cyanobacterial blooms. *Aquatic ecology* 50: 461-483.

Urrutia-Cordero, P., Ekvall, M. K., Hansson, L. A. (2016). Controlling harmful Cyanobacteria: Taxa-specific responses of Cyanobacteria to grazing by large-bodied *Daphnia* in a biomanipulation scenario.

PLOS ONE DOI: 10.1371/journal.pone.0153032

van Nes, E. H., Rip, W. J., Scheffer, M. (2007). A theory for cyclic shifts between alternative states in shallow lakes. *Ecosystems* 10; 17-27.

Vattenmyndigheterna. (2015). *Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status – underlag till Vattenmyndigheternas förslag till åtgärdsprogram*.

[<http://www.vattenmyndigheterna.se/SiteCollectionDocuments/sv/norra-ostersjon/samrad-2012-2015/Samradsdokument/Metoder%20%C3%B6verg%C3%B6dnings%C3%A5tg%C3%A4rder%20samr%C3%A5dsversion.pdf>]. Hämtad 2016-11-10.

Vought, L. B. M., Dahl, J., Pedersen, C. L., Lacoursière, J. O. (1994). Nutrient retention in riparian ecotones. *Royal Swedish Academy of Sciences. Ambio Vol. 23 No. 6:* 342-348.