



Våtmarksbatymetri

– djupmätning av 10 anlagda våtmarker i
Mälardalen

*Wetland bathymetry – depth measurement of 10 constructed wetlands in
the Mälardalen region*

Gordon Lindau

Självständigt arbete 15 hp
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Institutionen för vatten och miljö
Uppsala 2021



Våtmarksbatymetri – djupmätning av 10 anlagda våtmarker i Mälardalen

Wetland bathymetry – depth measurement of 10 constructed wetlands in the Mälardalen region

Gordon Lindau

Handledare: Pia Geranmayeh, SLU, institutionen för vatten och miljö
Bitr. handledare: Faruk Djodjic, SLU, institutionen för vatten och miljö
Examinator: Martyn Futter, SLU, institutionen för vatten och miljö

Omfattning: 15 hp
Nivå och fördjupning: Grundnivå, G2E
Kurstitel: Självständigt arbete i miljövetenskap, G2E
Kurskod: EX0896
Kursansvarig inst.: Vatten och miljö

Utgivningsort: Uppsala
Utgivningsår: 2021
Omslagsbild: Gordon Lindau
Serietitel: (om sådan finns)
Delnummer i serien: (om sådan finns)

Nyckelord: batymetri, djupmätning, portabelt ekolod, kastbart ekolod, anlagda våtmarker, fosfordammar

Sveriges lantbruksuniversitet
Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap
Institutionen för vatten och miljö

Sammanfattning

Tio anlagda våtmarker i jordbrukslandskap i Mälardalen har undersökts i syfte att bestämma vattendjup och volym samt för att studera batymetriska metoder som kan vara lämpliga vid djupmätning av fosfordammar och andra grunda våtmarker. De metoder som använts är portabelt, kastbart ekolod som både släpats bakom kajak och kastats med fiskespö från land samt manuell mätning med mätsticka. Ekolodet har använts från ett djup av 0,6 m medan mätsticka har använts i områden grundare än 0,6 m samt på platser där ekolodet av andra skäl varit olämpligt. Resultaten visar att maxdjupet i våtmarkerna skiljer sig från 0,46 m i den grundaste till 1,60 m i den djupaste. Volymen hos de undersökta våtmarkerna varierar från mindre än 150 m³ till över 5 800 m³. Generellt är fosfordammarna med undantag för Björnhagen fosfordamm mindre till både yta och volym än de övriga våtmarkerna. Fosfordammarna har även, till skillnad från de övriga våtmarkerna, en märkbar uppdelning i djupdel och grunddel med sinsemellan tydlig djupskillnad.

Ekolodet uppvisar stundtals en relativt låg positionsnoggrannhet vilket bör beaktas där vattendjupet kan förväntas förändras på liten yta. Vid en jämförelse mellan att släpa ekolodet bakom kajak och att kasta det från land är att släpa bakom kajak normalt att föredra men att kasta från land kan vara en lösning i situationer när det är svårt att sjösätta en flytfarkost eller när vattenytan som ska mätas är liten. Ekolodet har ett minimidjup under vilket vattendjupet inte kan mätas och minimidjupet varierar i sin tur beroende på inställningar och vattenförhållanden. Användning av mätsticka i djupare vatten än ekolodets minimidjup kan under vissa förutsättningar, såsom särskilt tät vegetation, vara att föredra framför att använda ekolodet.

Nyckelord: batymetri, djupmätning, portabelt ekolod, kastbart ekolod, våtmark, fosfordamm

Abstract

Ten constructed wetlands in region Mälardalen have been examined to measure their water depth and volume. Another aim was to investigate methods suitable for measuring the water depth in such wetlands. The methods used were a portable, throwable echosounder that was both towed behind a kayak and thrown from shore, and a manual measuring stick. The echosounder was used in water from 0.6 m deep and the measuring stick in water shallower than 0.6 m as well as in other areas where the echosounder was unsuitable. The results show that the wetlands have a maximum depth ranging from 0.46 m to 1.60 m and that the volume differs from below 150 m³ to above 5 800 m³. Generally, the p-wetlands are smaller in terms of both area and volume compared to the other wetlands with the exception being Björnhagen p-wetland. The p-wetlands have also, in contrast to the other wetlands, a clear division in a deep part and a shallow part.

The echosounder shows at times a relatively low geographical accuracy which can be relevant where the water depth can be anticipated to change in a small area. Towing the echosounder with a kayak is in many cases preferred when compared with throwing the echosounder from shore but throwing it from shore can be a solution in some cases. The echosounder has a minimum measuring depth which is depending on settings and situation-specific factors. Areas too shallow for the echosounder, e. g. along the shoreline, needs to be measured manually with a measuring stick or a similar method. Measuring the water depth manually can at times, such as when the vegetation is especially thick, be considered even in water which in itself is deep enough for the echosounder.

Keywords: bathymetry, portable echosounder, throwable echosounder, wetland, p-wetland

Innehållsförteckning

Tabellförteckning	6
Figurförteckning	7
Förkortningar	8
1. Inledning	9
1.1. Syfte och frågeställning	10
1.2. Bakgrund	10
1.2.1. Översikt över batymetriska metoder	10
1.2.2. Vad är en våtmark.....	15
2. Metod	17
2.1. Beskrivning av våtmarkerna	17
2.2. Mätning av vattendjup	17
2.2.1. Val av metod	17
2.2.2. Bogsering av ekolod med kajak.....	18
2.2.3. Kast av ekolod från land	18
2.2.4. Mätning med mätsticka.....	18
2.2.5. Framtagande av djupkartor i GIS.....	19
3. Resultat.....	20
3.1. Våtmarkernas djup och volym	20
3.1.1. Fosfordammar.....	21
3.1.2. Övriga våtmarker	27
3.2. Metodjämförelse	30
4. Diskussion och rekommendationer	33
4.1. Diskussion	33
4.1.1. Felkällor	37
4.1.2. Möjliga alternativa mätmetoder.....	38
4.1.3. Vidare forskning	40
4.2. Slutsatser och rekommendationer	41
Referenser.....	42
Tack	44

Tabellförteckning

Tabell 1. Sammanfattning av data för samtliga studerade våtmarker.....	20
Tabell 2. Djupdata för studerade fosfordammar.	22
Tabell 3. Djupdata för studerade övriga våtmarker.	28

Figurförteckning

Figur 1. Översiktskarta över studerade våtmarker, blå punkter.....	16
Figur 2. Principiell fördelning av transekter vid manuell djupmätning.....	19
Figur 3. Fördelning av area mellan djupdel och grunddel i studerade fosfordammar.	22
Figur 4. Fördelning av volym mellan djupdel och grunddel i studerade fosfordammar.	23
Figur 5. Djupkarta över Björnhagen fosfordamm.	23
Figur 6. Djupkarta över Ullevi fosfordamm.	24
Figur 7. Djupkarta över Paddeborg fosfordamm.	24
Figur 8. Djupkarta över Kanik-Lundby fosfordamm.....	25
Figur 9. Djupkarta över Springsta fosfordamm	25
Figur 10. Djupkarta över Bergaholm fosfordamm	26
Figur 11. Djupkarta över Skämsta fosfordamm.....	26
Figur 12. Exempel på vegetationen i fosfordammarnas grunddel, från Kanik- Lundby fosfordamm.	27
Figur 13. Djupkarta över Kurö våtmark.	28
Figur 14. Djupkarta över Lilla Fågelbo våtmark.	29
Figur 15. Djupkarta över Åby.....	29
Figur 16. Utsnitt av insamlade ekolodsdata från Ullevi fosfordamm. Notera datapunkterna inringade i vit ellips som befinner sig upp till dryga åtta meter bortanför vattenlinjen.	30
Figur 17. Jämförelse av data när ekolodets paddlats, blå punkter, och kastats från land, orange punkter. Rödvita trianglar representerar de platser ekolodet kastats ifrån.....	31

Förkortningar

GNSS	Global navigation satellite systems
DGNSS	Differential GNSS
RTK-GNSS	Real time kinematic GNSS
LiDAR	Light detection and ranging

1. Inledning

Batymetri, efter de grekiska orden för djup och mätning (Los Huertos & Smith 2013), är motsvarigheten till topografisk mätning och kartläggning av botten under vatten (Kearns & Breman 2010). Vid bedömning av våtmarker är vattendjupet ofta en viktig parameter av flera skäl. Exempelvis är djupet en viktig indikator på var i våtmarken vegetation kan förväntas och på vilka vegetationstyper som kan vara aktuella på olika platser. Detta påverkar i sin tur flera av våtmarkens funktioner, inte minst den hydrauliska effektiviteten (Song et al. 2019). Djupet i olika delar av en våtmark påverkar även sedimentackumuleringen vilket särskilt för fosfordammar påverkar våtmarkens näringsretention (Kynkäänniemi 2014). Vattendjupet påverkar också vattentemperaturen som i sin tur kan påverka denitrifikationen som har betydelse för våtmarkers kväveretention (Jordbruksverket 2004). Tillsammans med ytarea är vattendjupet även nödvändigt för att uppskatta en våtmarks volym. Information om såväl vegetation som volym och vattendjup kan sedan användas som indata i analyser av en våtmarks funktion och dess ekosystemtjänster (Hansson et al. 2005; Doherty et al. 2014).

Inom sjöfarten finns en lång historia av djupmätningar för att säkerställa att hamnar och farleder är framkomliga för avsedda fartyg och det har under åren utvecklats ett stort antal batymetriska metoder som idag används av fler branscher än enbart sjöfarten, bland annat av bygg- och anläggningsindustrin vid byggnation i eller under vatten (Rydell et al. 2007). Som exempel på batymetriska metoder kan nämnas: i) fartygsbaserade metoder som ger detaljerad information om mindre områden vilket kan användas vid anläggning av infrastruktur på botten såsom ledningar eller fundament, ii) erosionskänsliga strandzoner kan kartläggas med flygburna metoder och iii) satellitburna metoder kan användas för att mäta en nations kontinentalsockel (Rydell et al. 2007).

Flertalet av de traditionella batymetriska mätmetoderna är dock av olika skäl olämpliga eller orimligt dyra för små anlagda våtmarker. Det finns därför behov av att studera metoder som är jämförelsevis enkla och billiga, men trots detta klarar de specifika utmaningar som finns i små, grunda våtmarker och som samtidigt har potential att mäta vattendjupet med tillräcklig precision och riktighet. Givet de förutsättningarna har portabelt kastbart ekolod och manuell mätsticka här valts som metoder att studera.

1.1. Syfte och frågeställning

Arbetets syfte är att undersöka kastbart ekolod som dels släpas bakom kajak, dels kastas från land samt manuell mätsticka som metoder för att mäta vattendjup i anlagda våtmarker i jordbrukslandskap. Därtill är syftet att kartlägga botten i tio sådana våtmarker i Mälardalen. Följande frågor avses besvaras med arbetet:

- Hur djupa är de tio våtmarker som ingår i undersökningen, hur ser deras batymetri ut och vilken volym har de?
- Vilka fördelar respektive nackdelar finns med de studerade metoderna?

1.2. Bakgrund

1.2.1. Översikt över batymetriska metoder

Batymetriska metoder kan övergripande delas in i manuella metoder, fartygsbaserade metoder och fjärranalysmetoder. Med fartygsbaserade metoder avses här alla metoder som normalt används från någon form av flytande farkost. Det finns även vissa metoder som kan räknas in i flera av kategorierna. Exempelvis finns vissa typer av ekolod som monteras på båtar medan andra typer av ekolod är avsedda att användas manuellt trots att själva ekolodstekniken i grunden är den samma. På motsvarande sätt kan vissa manuella metoder som mätsticka användas både tills fots och från små farkoster. Den följande översikten över batymetriska metoder gör inte anspråk på att vara heltäckande utan representerar endast en förenklad genomgång av ett urval olika metoder med tonvikt på metoder för relativt grunt vatten.

1.2.1.1 Fartygsbaserade metoder

Manuellt lod

Lodning är en välbeprövad, enkel metod där en vikt fäst i ett rep sänks ner till botten och vattendjupet avläses på repet. Metoden är arbetsintensiv och lämpar sig främst för mindre områden på djup ner till ca 10 meter. Precisionen i djupled är ca 0,1 m och felmarginalen i horisontalled beror på vilken metod som används för positionsbestämning, ofta antingen någon variant av Global Navigation Satellite System, GNSS, eller syftning mot visuell hållpunkt (Rydell et al. 2007). GNSS är en generisk beteckning på system som använder satelliter för navigering där GPS är det kanske mest kända exemplet men det finns ytterligare ett antal system.

Ekolod

Ekolod är en vanlig metod som idag används av bl.a. fritidsfiskare, sjöfarten och byggindustrin. Ibland sker en uppdelning i enkelstråliga ekolod kontra multistråliga ekolod där det senare kan liknas vid att ha flera synkroniserade enkelstråliga ekolod som tittar på var sin del av botten samtidigt. Den grundläggande principen bakom ekolod är dock den samma, ljudvågor sänds ner i vattnet, studsar mot botten och återvänder mot sändaren vilken mäter hur lång tid som förflutit från att ljudpulsen sändes ut till att ekona återvänder. Vissa ekolod kan använda flera frekvenser vilket gör det möjligt att välja mellan låga frekvenser som mäter ett större område med sämre upplösning och högre frekvenser som kan särskilja mindre objekt men i gengäld täcker en mindre yta. Enkelstråliga ekolod är förhållandevis enkla både till konstruktion och handhavande medan multistråliga ekolod är dyrare och kräver särskild kompetens för användning. Minsta respektive största mätdjup för ekolod beror på både modellen och vilken farkost ekolodet är monterat på. Precisionen i höjddled är för ekolod ofta ca 0,1 meter och i horisontalldet beror felmarginalen på vilken teknik som används för positionsbestämning. Enkelstråliga ekolod använder ofta vanlig GNSS alternativt att positionen loggas separat med GNSS medan multistråliga ekolod ofta kombineras med Real Time Kinematic-GNSS, RTK-GNSS, vilket har en precision på centimeternivå (Rydell et al. 2007). Det finns dock ingenting som hindrar att mätningar av små ytor med enkelstråligt ekolod loggas separat med Differential-GNSS, DGNSS, vilket ger en felmarginal i horisontalldet på ca en meter (Lantmäteriet u.å.).

En speciell typ av ekolod är så kallade sedimentekolod eller penetrerande ekolod som är byggda för att ljudvågorna ska tränga ner i mjuka sediment och avbilda den undre bottenstrukturen. Detta gör det möjligt att få en bild av bottengeologin, hitta föremål som sjunkit ner i dyn eller få en uppfattning om hur mycket sediment som är lagrat ovanpå på en hårdare botten (Rydell et al. 2007).

1.2.1.2 Fjärranalysmetoder

LiDAR

Light detection and ranging, LiDAR, är en flygburen metod som använder laser för att mäta avståndet från en flygfarkost till marken/botten genom att mäta tiden det tar för laserpulser att studsas mot marken/botten samtidigt som positionen bestäms med flygfarkostens interna navigationssystem (Rydell et al. 2007). Normalt skiljer man mellan topografisk LiDAR, ibland känt som Airborne Lidar Survey (ALS), och batymetrisk LiDAR, Airborne Lidar Batymetry (ALB), där den förstnämnda mäter höjd på land och den senare djup i vatten (Saylam et al. 2018). Den huvudsakliga skillnaden mellan ALS och ALB är våglängden på laserljuset som används. ALS använder ljus i det när-infraröda spektret kring 1 000 nm medan

ALB, förutom att använda laser i när-infrarött precis som ALS, även använder en laser med grönt ljus med en våglängd på strax över 500 nm för att se ner i vattnet (Saylam et al. 2018; Cao et al. 2021). När när-infrarött ljus möter vatten antingen studsar det vid vattenytan eller absorberas av vattnet, vilket i det senare fallet förhindrar retursignal till sändaren med effekten att vattnet skymmer botten av vattensamlingen. Grönt ljus tränger däremot ner i vattnet och studsar mot botten vilket möjliggör höjdmätning på samma sätt som på land. När grönt ljus kombineras med infrarött ljus skapas en signal från vattenytan och en annan senare signal från botten vilka kan jämföras för att räkna ut djupet i den aktuella vattensamlingen i situationer där det gröna ljuset ensamt har svårt att detektera vattendjupet (Rydell et al. 2007; Saylam et al. 2018). Då ALB använder ljus för mätning är metoden beroende av att vattnet är tillräckligt klart för att släppa igenom laserpulsen och returpulsen, grumligt vatten påverkar det maximala vattendjupet som kan mätas. Normalt antas ALB fungera ner till ca 2,5–3 gånger det s.k. secchidjupet, ett mått på siktdjup i vatten som anger till vilket djup en vit skiva med Ø 30 cm är synlig från ytan (Saylam et al. 2018).

Den nationella höjdmodellen i Sverige skapas och uppdateras av Lantmäteriet med hjälp av topografisk LiDAR som skapar en punkttäthet på mark på 0,5-1 laserpunkter per m² utifrån flygningarna som vanligen sker på 1 700-2 300 m höjd (Lantmäteriet 2019, 2021). Detta kan jämföras med batymetrisk LiDAR som generellt flygs på höjder på upp till ca 500 meter, har lägre punkttäthet och kostar mer jämfört med topografisk LiDAR (Saylam et al. 2018).

Batymetrisk LiDAR är för att vara en typ av fjärranalys en relativt exakt och högupplöst metod som kan mäta stora ytor på kort tid. Metoden kan dessutom mäta både vattendjup och topografisk höjd samtidigt vilket underlättar mätningar av exempelvis kustzoner där man är intresserad av terrängen både under och över vattenytan. Dock är metoden relativt dyr med hög startkostnad samtidigt som precisionen i djupled är sämre än vissa manuella eller fartygsbaserade metoder (Rydell et al. 2007).

SAR

Synthetic aperture radar, SAR, är en typ av radar som kan monteras på antingen flygplan eller satelliter och som mäter terrängen genom att skicka radarpulser mot marken i rät vinkel mot varandra och mäta tiden det tar för signalerna att återvända. Metoden har tidigare använts huvudsakligen för att mäta topografi men radarsignalerna har viss förmåga att tränga igenom vatten vilket gjort att metoden börjat användas även för batymetri i vissa fall, särskilt om enstaka mätningar med andra tekniker är tillgängliga för injustering av resultatet av SAR-mätningarna.

Hittills är upplösningen hos mätningarna med SAR dålig jämfört med andra metoder, men det kan vara ett kostnadseffektivt alternativ för storskalig mätning (Rydell et al. 2007; Kearns & Breman 2010).

1.2.1.3 Manuella metoder

Totalstation

Totalstation är ett mätinstrument som kombinerar vinkelmätning med exakt avståndsmätning vilket gör det möjligt att relativt snabbt mäta områden inom synhåll från totalstationen. Först mäts själva totalstationens placering ut mot en fixpunkt och sedan används mätstavar med reflekterande prisma i toppen som totalstationen mäter mot för att mäta höjd och rumslig position hos mätpunkter i terrängen relativt totalstationen. Totalstationen använder en laserstråle som skickas mot prisma på mätstaven och genom att mäta ljusets vinkel och hur lång tid det tar för laserstrålen att återvända efter att ha reflekterats mot mätstaven räknas mätstavens position och höjd ut. Metoden går att använda för såväl topografiska som batymetriska mätningar men blir av praktiska skäl olämplig vid djup över några få meter då mätstavarna blir otympliga att hantera när de blir för långa. Precisionen hos totalstationens mätningar är generellt på centimeterskala både horisontellt och vertikalt (Rydell et al. 2007). En totalstation mäter snabbt när den väl är uppställd vilket gör det möjligt att mäta ett stort antal mätpunkter under relativt kort tid förutsatt att alla ligger inom synhåll från totalstationen (Los Huertos & Smith 2013).

RTK-GNSS

En exakt metod för bestämning i både horisontalled och vertikalled på centimeternivå eller i vissa fall millimeternivå är Real Time Kinematics-GNSS, RTK-GNSS, en speciell typ av GNSS som använder bärvågs-mätning och relativ positionering (Harrie 2013). Handenheten består av en stav med antenn och handdator på, vilket gör det möjligt att relativt snabbt mäta position och höjd/djup för mätpunkter i fält. Stavens längd begränsar dock i hur djupt vatten metoden kan användas. Tekniken är förhållandevis dyr och avancerad men lämpar sig för att mäta mindre områden med hög noggrannhet. Till skillnad mot vissa andra manuella metoder kan RTK-GNSS mäta bottenhöjd över havet såväl som vattenytans höjd över havet istället för endast vattendjupet från ytan till botten (Los Huertos & Smith 2013).

Mätsticka

En enkel och lågteknologisk batymetrisk metod är att mäta med mätsticka, en graderad stav som förs ner i vattnet för att mäta avståndet mellan botten och vattenytan. Mätningen kan ske antingen genom att vada eller från någon typ av mindre farkost. Maximalt vattendjup som går att mäta begränsas av hur långa mätstavar eller mätstickor som praktiskt går att hantera effektivt, vanligt någon eller några meter. Metoden har en noggrannhet i vertikalled på ca 1 centimeter, precisionen i horisontalled beror på vilken metod som används för positionsbestämning. Ofta används ett manuellt rutnät som skapas med långa måttband men vid glesare mätpunkter är det även möjligt att använda GNSS eller DGNS. Till skillnad från andra metoder som RTK-GNSS som mäter höjden över havet hos botten mäter mätstickan endast vattendjupet med vattenytan som baslinje, detta innebär att mätningarna kommer att skilja sig åt beroende på vid vilket vattenstånd mätningarna sker (Rydell et al. 2007; Los Huertos & Smith 2013).

Roterande laser

En manuell, relativt enkel metod för att mäta höjden över havet hos botten i vatten är med roterande laser. En laser som roterar i horisontalplanet ställs upp varpå en avvägningstång, även känt som utjämningsstav, används för att mäta höjden hos mätpunkten relativt höjden hos lasern genom att läsa av var laserstrålen träffar avvägningstången. Den relativa höjden mellan mätpunkterna och lasern kan mätas med en precision på ca 1 centimeter och positionsbestämning i horisontalplan sker ofta genom att skapa ett rutnät med långa måttband (Los Huertos & Smith 2013).

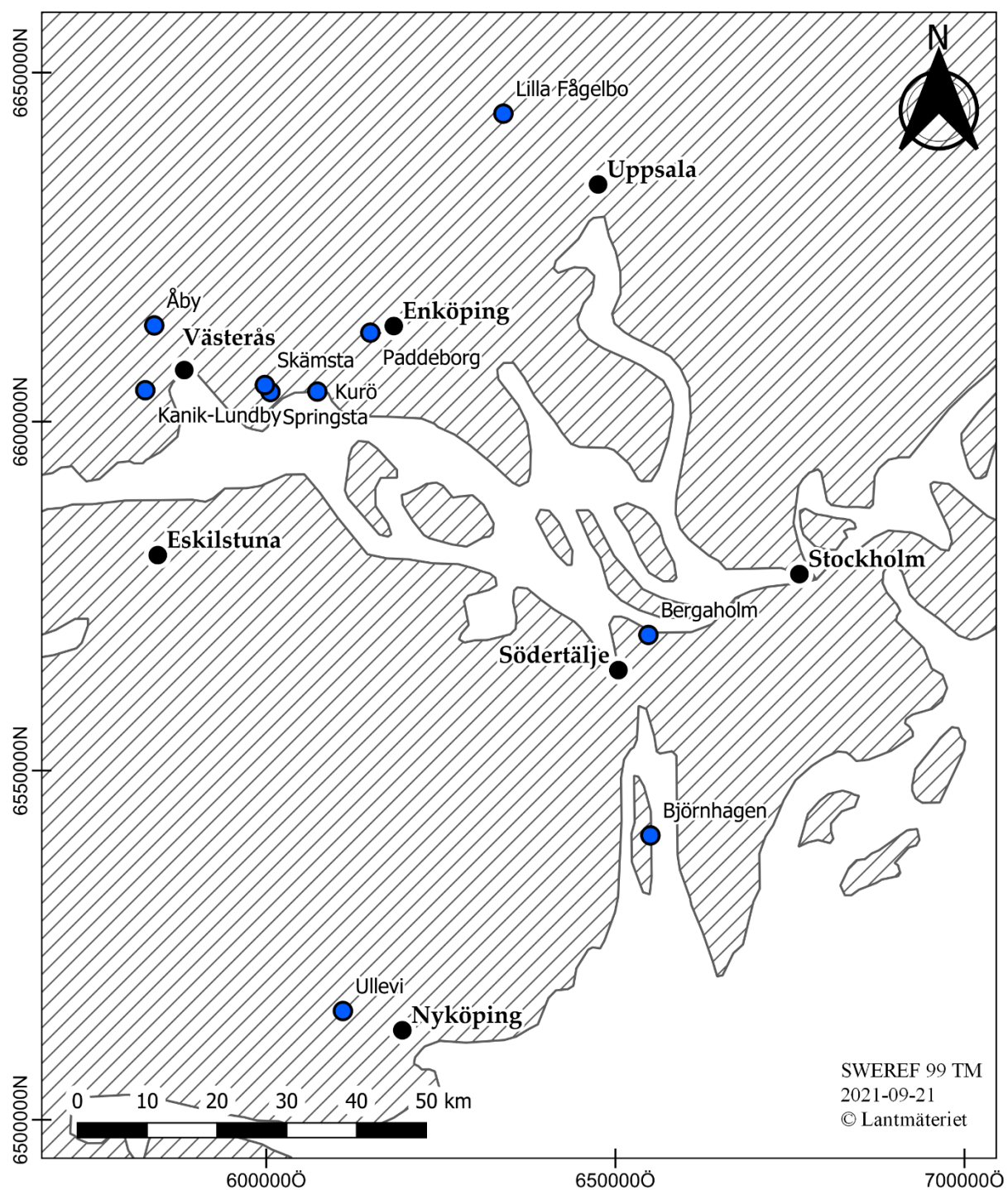
Roterande laser är i flera avseenden en vidareutveckling och en förenkling av en traditionell metod för höjdbestämning som kallas avvägning där ett avvägningssinstrument används istället för en roterande laser. Ett avvägningssinstrument är en typ av kikare monterad på ett stativ som enbart tillåter rotation i horisontalplanet som används för att läsa av höjden på avvägningstånger. Genom att rikta kikaren mot en avvägningstång vid en mätpunkt bakåt och sedan rotera kikaren mot en avvägningstång vid en annan mätpunkt framåt kan höjdskillnaden mellan de två mätpunkterna mätas med millimeterprecision (Harrie 2013).

1.2.2. Vad är en våtmark

Vad exakt som definierar en våtmark råder det delade meningar om. Jordbruksverket (2004) redogör i en rapport om anlagda och restaurerade våtmarker för ett antal definitioner av begreppet våtmark innan man väljer att i rapporten använda definitionen ”*Våtmarker är områden där hydrologin är sådan att hydrofil (vattenälskande) vegetation täcker mer än 50 % av den vegetationstäckta ytan*” (Jordbruksverket 2004). Myndigheten medger i samma skrift att definitionen de där valt i sig inte skiljer våtmarker från sjöar men att detta inte bör vara ett problem i kontexten anlagda våtmarker i odlingslandskap (ibid.).

Då syftet med denna studie är att undersöka anlagda våtmarker i jordbrukslandskap, vilket i hög grad överensstämmer med våtmarkerna i Jordbruksverkets (2004) rapport, kommer Jordbruksverkets nyss nämnda definition av våtmark att användas även här. Fosfordammar är i sin tur en särskild typ av våtmarker som anlagts i syfte att fånga fosfor (Kynkäänniemi et al. 2013). Våtmark används här därför ibland som synonym för fosfordamm men inte omvänt, med begreppet fosfordamm avses endast fosfordamm och ingen annan typ av våtmark.

Våtmarker anläggs av flera skäl, fosfordammar är ofta små våtmarker som anläggs i nära anslutning till åkermark för att fånga fosfor i avrinningsvattnet från den brukade marken som annars skulle bidra till övergödning längre ner i avrinningsområdet. Dessa har ofta en uppdelning i en djupdel och en följande grunddel i syfte att fungera som sedimentfällor för partikulär fosfor. Andra våtmarker är ofta större och syftar till retention av kväve eller till att bidra med andra ekosystemtjänster som att hålla kvar vatten i landskapet eller gynna den biologiska mångfalden (Jordbruksverket 2004; Börling 2010).



Figur 1. Översiktskarta över studerade våtmarker, blå punkter.

2. Metod

2.1. Beskrivning av våtmarkerna

Våtmarkerna som studerats är belägna i jordbrukslandskap runt om i Mälardalen (fig. 1) och är alla anlagda våtmarker. Till sin form och funktion är sju av dem betecknade som fosfordammar med en tydlig uppdelning i grunddel och djupdel medan två är vanliga våtmarker och en är svår att entydigt definiera.

2.2. Mätning av vattendjup

2.2.1. Val av metod

Mätningar av djup $\geq 0,6$ m genomfördes med ett portabelt kastbart ekolod av typen Deeper smart sonar chrip+ 2 som är utrustad med internt GNSS och som både kan släpas efter flytfarkost och kastas med fiskespö. För djup $< 0,6$ m mättes djupet manuellt med mätsticka. Två olika ekolodsmetoder användes för att kartlägga de delar som var $\geq 0,6$ m; bogsering av ekolodet med kajak samt kast av ekolodet med fiskespö. Vilken av de två metoderna som valdes avgjordes av förutsättningarna i de enskilda våtmarkerna, fosfordammar som var för små för att vara paddelbara mättes genom att kasta med fiskespö medan paddling var den primära metoden för större våtmarker. Ekolodet som användes går att ställa in på en av tre olika frekvenser där mellanfrekvensen på 240 kHz och 20° skanningsvinkel valdes i båda fallen. Denna inställning överensstämmer med tillverkarens rekommendation vid batymetrisk kartläggning från land (deepersonar.com u.å.a). Våtmarker som i sin helhet var $< 0,6$ m djupa eller där vegetationen var så kraftig att den i praktiken omöjliggjorde mätningar med ekolodet, mättes endast manuellt med mätsticka.

Samtliga tio våtmarker mättes under perioden 23 september till 8 oktober 2021.

2.2.2. Bogsering av ekolod med kajak

Ekolodet släpades bakom en kajak av sit on top-modell som paddlades runt i våtmarken i parallella slingor med 2–3 m mellanrum genom att ta ut visuella riktmärken i kantzonen och genom att kontrollera mot den karta som skapades av ekolodet i realtid. Detta säkerställde att hela det avsedda området undersöktes. Ekolodet sattes i respektive plockades upp ur vattnet vid ett djup på 0,6 m och djupet längs resterande sträcka till och från land mättes med mätsticka.

2.2.3. Kast av ekolod från land

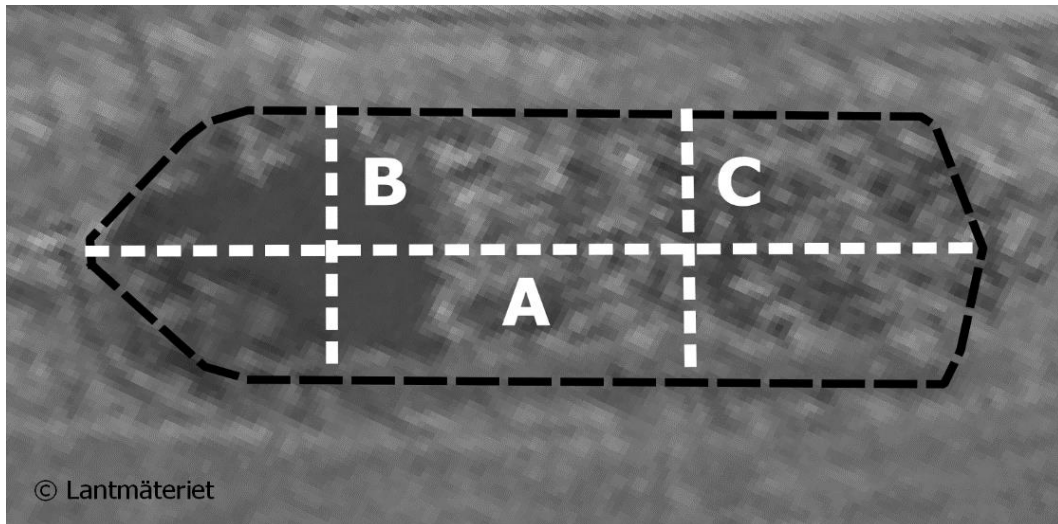
Ekolodet kastades med fiskespö ut till mitten av våtmarkens öppna vattenyta varefter andra halvan av våtmarken mättes på samma sätt från den motsatta sidan av våtmarken. Där det endast var möjligt att kasta ekolodet från en av våtmarkens kanter, exempelvis på grund av buskage längs övriga sidor, kastades ekolodet tvärs över våtmarken för att därigenom mäta hela ytan.

2.2.4. Mätning med mätsticka

Mätning med mätsticka skedde längs transekter genom att vada iförd vadarbyxor eller genom att mäta från kajak av sit on top-modell. Mätpunkterna placerades tätare längs transekterna i områden där stora djupförändringar kunde förväntas, främst i kantzonen och kring övergången mellan grunddel och djupdel i fosfordammarna. Vid mätningarna prioriterades att identifiera det avstånd från vattenbrynet där brytpunkten fanns mellan våtmarkernas generellt plana botten och lutande kanter, det maximala djupet i olika delar av våtmarken samt i förekommande fall övergången mellan grunddel och djupdel. Mätningarna med mätsticka skedde längs transekter som fördelades utifrån våtmarkernas form och storlek med minst en transekt i våtmarkens huvudsakliga längdriktning och minst två transekter i rät vinkel mot längdriktningen i enlighet med principen i figur 2 nedan. Syftet med transekterna är följande: transekt A ger djupförändringarna vid våtmarkens kortsidor och mellan grunddel och djupdel samt förväntat lokalt maxdjup i våtmarkens samtliga delar. Transekt B ger djupprofilen från långsida till långsida genom våtmarkens djupdel och transekt C ger motsvarande djupprofil genom grunddelen. Vid mätning av större våtmarker eller av våtmarker med avvikande form utökades antalet transekter.

För positionsbestämning av manuella mätpunkter användes i vissa situationer GNSS i en mobiltelefon och i andra situationer mätsticka eller måttband. Positionen hos mätpunkter i mitten av våtmarkerna, i huvudsak längs de centrala delarna av transekt A i figur 2, bestämdes med GNSS. Kantlutning och övergång mellan grund- och djupdel positionsbestämdes däremot manuellt då det inbördes avståndet

mellan dessa punkter var mindre än GNSS-systemets felmarginal. De positioner som på plats bestämdes manuellt matchades i efterhand mot högupplöst ortofoto från Lantmäteriet i GIS.



Figur 2. Principiell fördelning av transekter vid manuell djupmätning.

2.2.5. Framtagande av djupkartor i GIS

Informationen från ekolodet och de manuella mätningarna analyserades i QGIS version 3.16.11 Hannover för att interpolera fram djupkartor. Interpolationen gjordes genom att först förtäta mätpunkterna manuellt där det var nödvändigt genom att anta ett linjärt samband mellan mätpunkterna. Utifrån de förtätade punkterna skapades ett triangular irregular network, TIN, som rasteriserades med cellstorleken 0,1 m. Rastret användes sedan för att beräkna area, volym och medeldjup med mera för våtmarkerna. Ortofoto från Lantmäteriet med upplösningen 0,16 m användes både som bakgrund för djupkartorna och för att mäta våtmarkernas area.

3. Resultat

3.1. Våtmarkernas djup och volym

De undersökta våtmarkerna skiljer sig åt i flera avseenden, både gällande exempelvis area, medeldjup och volym (tabell 1). Generellt kan de studerade våtmarkerna delas in i två grupper, fosfordammar samt övriga våtmarker där likheterna inom respektive grupp är större än mellan grupperna. Av denna anledning redovisas fördjupade data om respektive grupp i egna avsnitt nedan. En övergripande jämförelse av fosfordammar kontra övriga våtmarker visar dock att fosfordammarna över lag är mindre till både yta och volym än de övriga våtmarkerna. Undantaget är Björnhagen fosfordamm vars storlek är i paritet med de övriga våtmarkerna, att Björnhagen ändå definieras som fosfordamm beror på dess utformning med tydlig djupdel och grunddel. Åby å andra sidan är benämnd fosfordamm vid projekteringen, men då den i viktiga avseenden avviker från fosfordammars tydliga utformning har den nedan behandlats som en våtmark.

Tabell 1. Sammanfattning av data för samtliga studerade våtmarker.

Namn	Typ	Area, m²	Medeldjup, m	Volym, m³
Kurö	Våtmark	11 107	0,25	2 753
Björnhagen	Fosfordamm	8 326	0,40	3 352
Lilla Fågelbo	Våtmark	7 865	0,74	5 839
Ullevi	Fosfordamm	1 967	0,80	1 596
Paddeborg	Fosfordamm	1 802	0,36	642
Åby	Våtmark*	1 617	0,57	922
Kanik-Lundby	Fosfordamm	1 233	0,44	537
Bergaholm	Fosfordamm	824	0,35	291
Springsta	Fosfordamm	882	0,16	142
Skämsta	Fosfordamm	304	0,71	214

** vid projektering benämnd fosfordamm men p.g.a. avvikande utformning sorteras den här som våtmark.*

3.1.1. Fosfordammar

Björnhagen (fig. 5) är studiens största fosfordamm till både area och volym. Dess medeldjup är dock bland de lägre (tabell 2) då huvuddelen av fosfordammen utgörs av en stor, relativt homogen och grund grunddel. Ullevi (fig. 6) har, trots att dess totalarea är väsentligt mindre än Björnhagen, en nästan lika stor djupdel mätt i volym som den senare. Detta då Ullevi har en av de största djupdelarna som samtidigt är den näst djupaste för en fosfordamm i studien.

Paddeborg (fig. 7) är som enda fosfordamm i sin helhet meandrande till formen och studiens tredje största mätt i både area och volym. Djupdelen i Paddeborg avviker i sin utformning något från de övriga fosfordammarna då djupdelen där är djupast i början för att sedan bli grundare fram till tröskeln där grunddelen börjar. Majoriteten av djupdelarna är annars djupast precis före tröskeln till grunddelen. Kanik-Lundby (fig. 8) består av en djupdel som är nästan lika stor som grunddelen och de två delarna separeras av en mindre grusväg. Kanik-Lundby är den fosfordamm där störst andel av den totala volymen, 86 %, återfinns i djupdelen (fig. 4).

Bergaholm (fig. 10) är en fosfordamm som till sin utformning avviker från de övriga i studien. Efter den första, traditionella grunddelen följer en ytterligare grunddel där vattnet slingrar sig fram mellan utstickande landtungor. Bergaholm avviker även i avseendet att den svaga fördjupning som finns i slutet av många grunddelar är ovanligt tydlig i Bergaholm. Det är denna fördjupning som är skälet till att maxdjupet i grunddelen i många fosfordammar är större än medeldjupet i fosfordammen som helhet. Den speciella utformningen av Bergaholm medför att volymen är låg i förhållande till ytan.

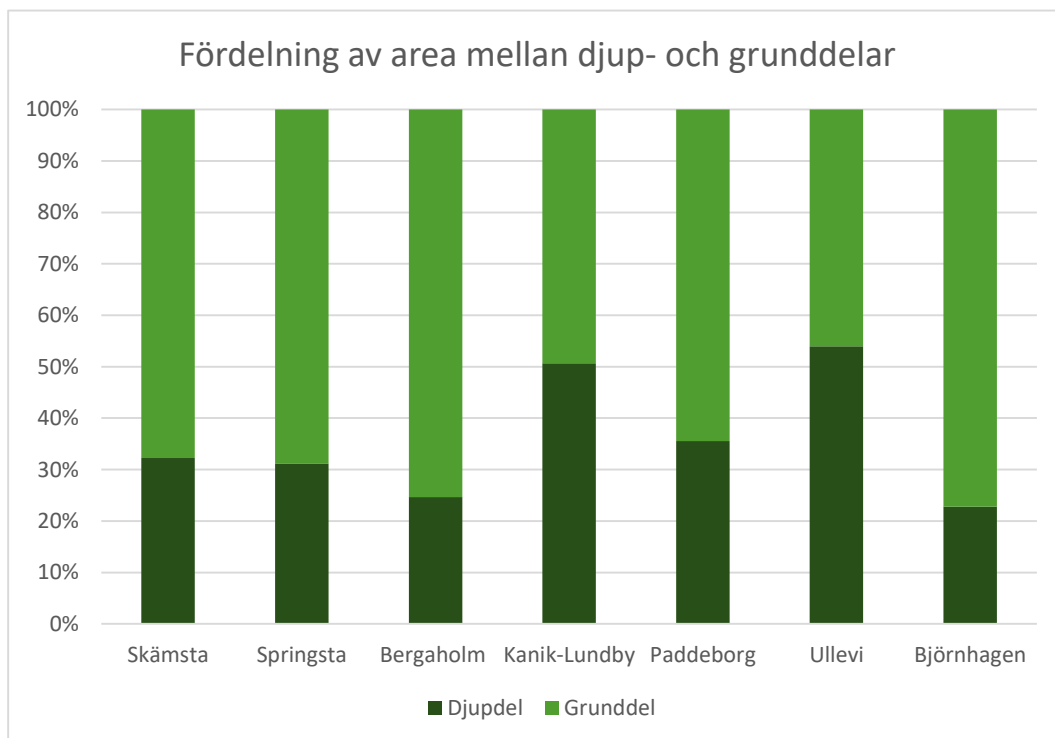
Springsta och Skämsta (fig. 9 resp. 11) är belägna nära varandra och är också snarlika till form och volym. Båda fosfordammarna är små, omges helt av åkermark och utgörs av dikessträckor som breddats och fördjupats.

Gemensamt för fosfordammarna är deras bottenstruktur med tvära kanter ner till en i huvudsak plan botten. Fosfordammarna har även en tydlig uppdelning mellan djupdel och grunddel där vattendjupet förändras hastigt mellan delarna. Placeringen av djupdel och grunddel är också den samma i fosfordammarna där djupdelen är placerad först i vattnets flödesriktning. Gemensamt för flera av fosfordammarna är även att grunddelarna helt saknar vattenspegel och är täckta av övervattensvegetation (fig. 12). Däremot skiljer sig både djupet och förhållandet mellan djup- och grunddel mellan fosfordammarna (tabell 2). Proportionellt sett varierar djupdelarnas storlek mellan 23 % och 54 % av våtmarkens totala area (fig.

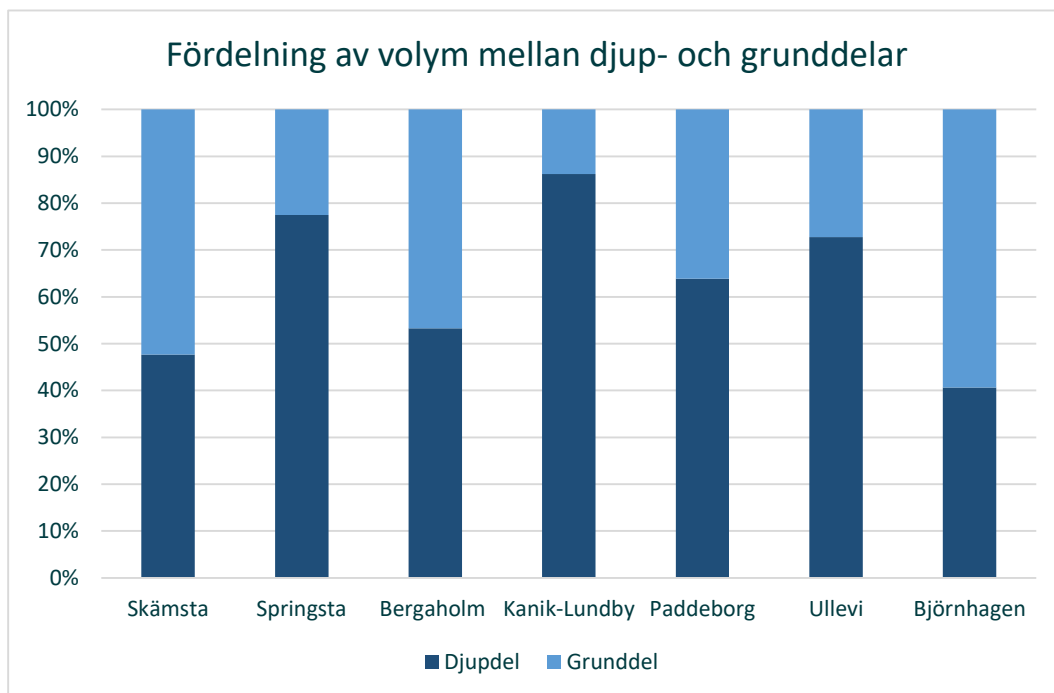
3). Avseende volym utgör djupdelen mellan 41 % och 86 % av våtmarkernas totala volym (fig. 4).

Tabell 2. Djupdata för studerade fosfordammar.

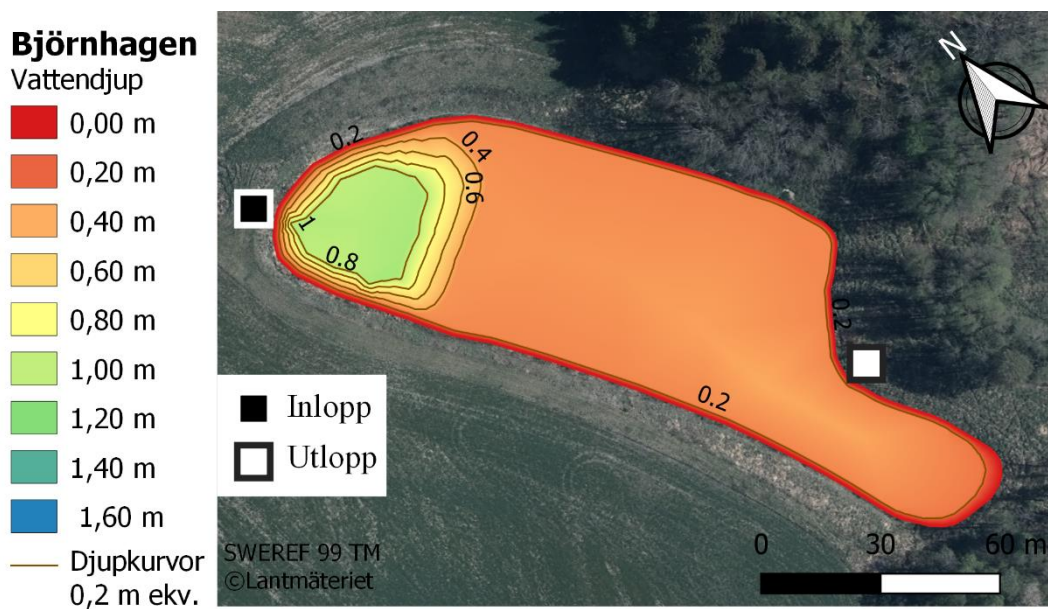
Namn	Area, m ²	-varav djupdel, m ²	Maxdjup, djupdel, m	Maxdjup, grunddel, m	Medel-djup, m	Medeldjup grunddel, m	Volym, m ³	-varav djupdel m ³
Björnhagen	8 326	1 898	1,08	0,42	0,40	0,31	3 352	1 362
Ullevi	1 967	1 061	1,43	0,95	0,80	0,48	1 596	1 161
Paddeborg	1 802	641	1,00	0,35	0,36	0,20	642	410
Kanik-Lundby	1 233	625	1,05	0,24	0,44	0,12	537	463
Springsta	882	275	0,57	0,21	0,16	0,06	142	110
Bergaholm	824	203	1,12	0,37	0,35	0,22	291	155
Skämsta	304	98	1,50	0,73	0,71	0,55	214	102



Figur 3. Fördelning av area mellan djupdel och grunddel i studerade fosfordammar.



Figur 4. Fördelning av volym mellan djupdel och grunddel i studerade fosfordammar.



Figur 5. Djupkarta över Björnhagen fosfordamm.

Ullevi

Vattendjup

0,00 m

0,20 m

0,40 m

0,60 m

0,80 m

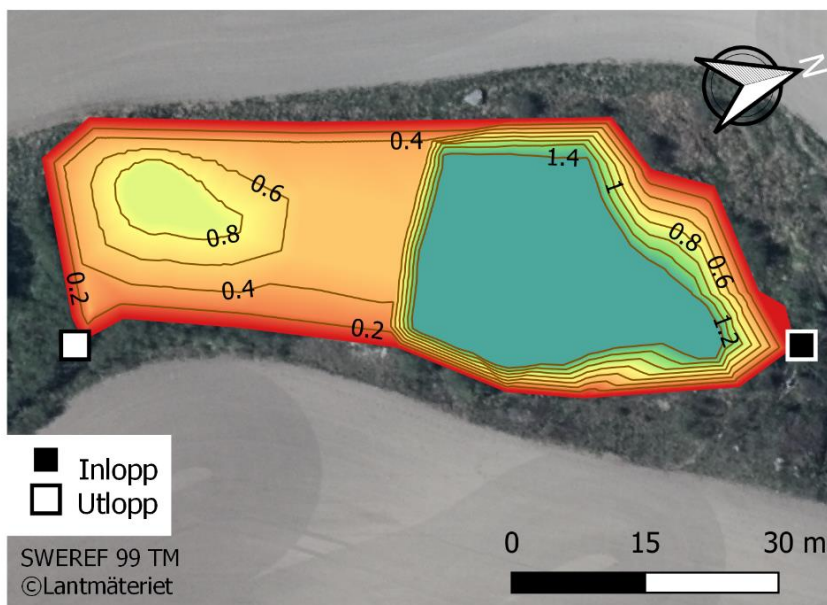
1,00 m

1,20 m

1,40 m

1,60 m

Djupkurvor
0,2 m ekv.



Figur 6. Djupkarta över Ullevi fosfordamm.

Paddeborg

Vattendjup

0,00 m

0,20 m

0,40 m

0,60 m

0,80 m

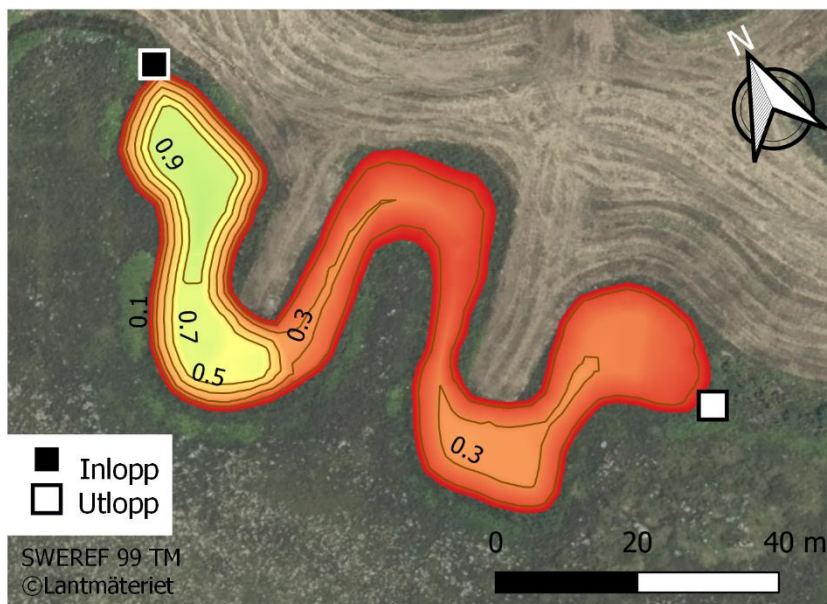
1,00 m

1,20 m

1,40 m

1,60 m

Djupkurvor
0,2 m ekv.



Figur 7. Djupkarta över Paddeborg fosfordamm.

Kanik-Lundby

Vattendjup

0,00 m

0,20 m

0,40 m

0,60 m

0,80 m

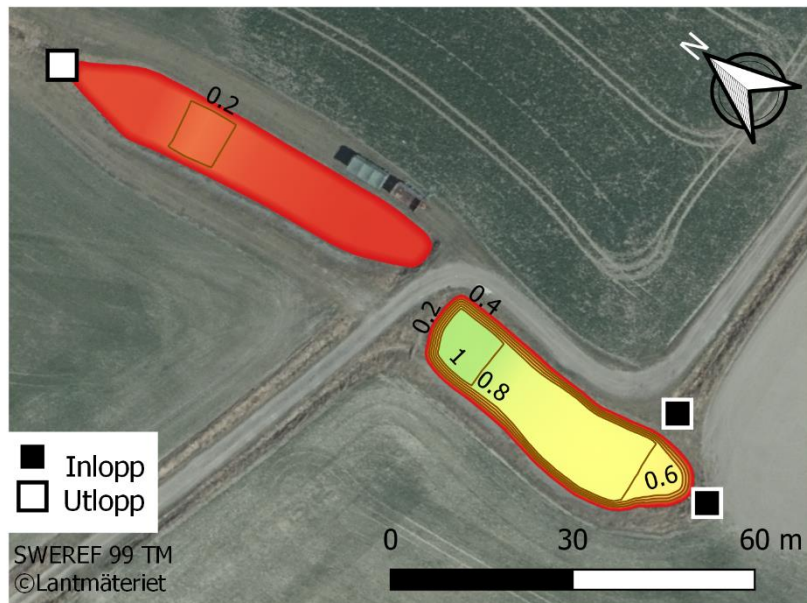
1,00 m

1,20 m

1,40 m

1,60 m

Djupkurvor
0,2 m ekv.



Figur 8. Djupkarta över Kanik-Lundby fosfordamm.

Springsta

Vattendjup

0,00 m

0,20 m

0,40 m

0,60 m

0,80 m

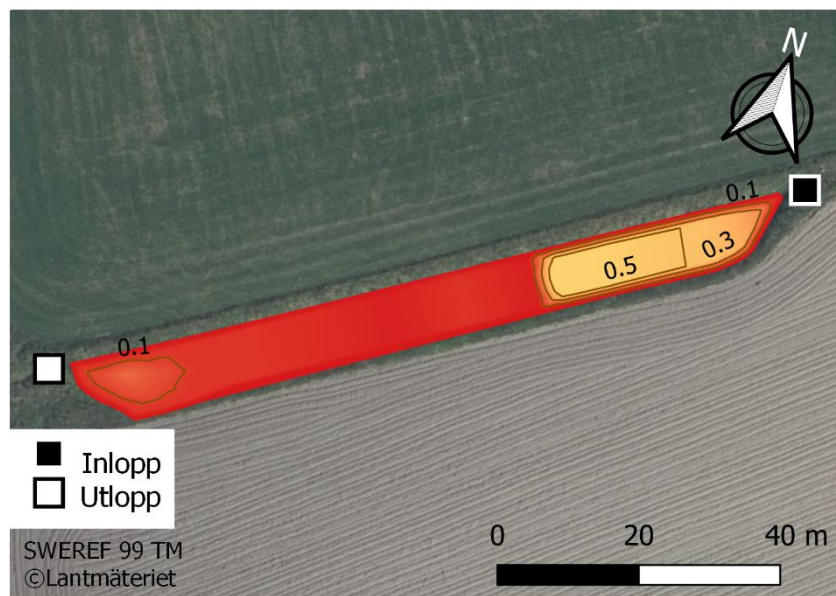
1,00 m

1,20 m

1,40 m

1,60 m

Djupkurvor
0,2 m ekv.



Figur 9. Djupkarta över Springsta fosfordamm

Bergaholm

Vattendjup

0,00 m

0,20 m

0,40 m

0,60 m

0,80 m

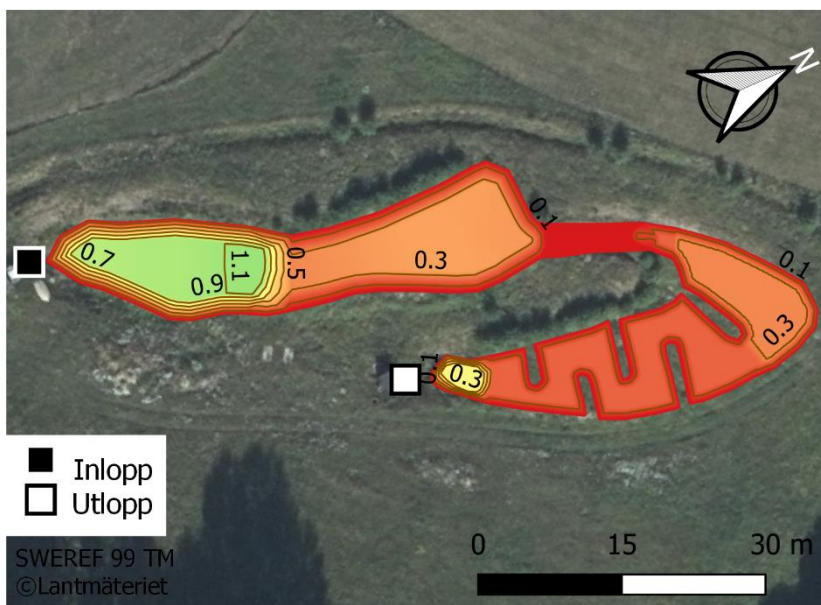
1,00 m

1,20 m

1,40 m

1,60 m

Djupkurvor
0,2 m ekv.



Figur 10. Djupkarta över Bergaholm fosfordamm

Skämsta

Vattendjup

0,00 m

0,20 m

0,40 m

0,60 m

0,80 m

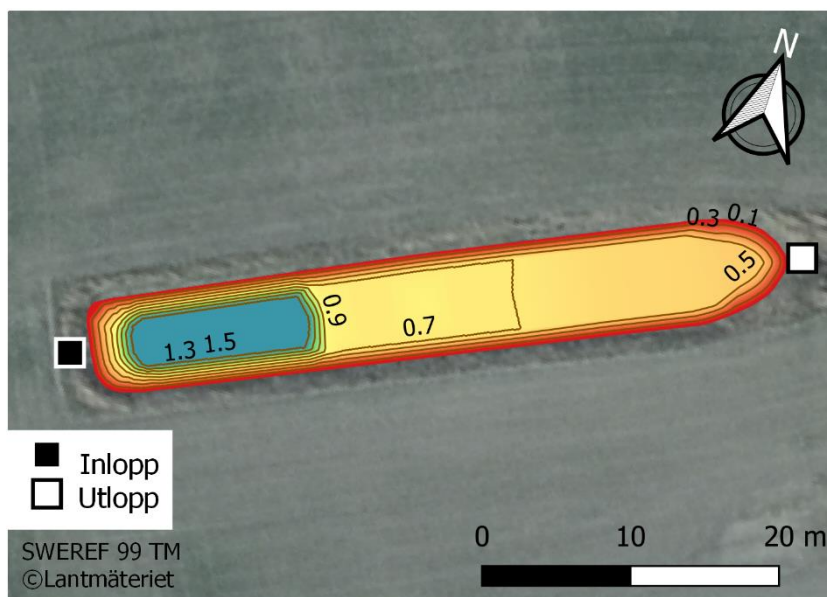
1,00 m

1,20 m

1,40 m

1,60 m

Djupkurvor
0,2 m ekv.



Figur 11. Djupkarta över Skämsta fosfordamm.



Figur 12. Exempel på vegetationen i fosfordammarnas grunddel, från Kanik-Lundby fosfordamm.

3.1.2. Övriga våtmarker

De våtmarker som inte är fosfordammar och som därför här betecknas övriga våtmarker är en mer heterogen grupp än fosfordammarna. Både Kurö (fig. 13) och Lilla Fågelbo (fig. 14) är bland de största våtmarkerna totalt i studien och är därtill de enda som har öar. Dock skiljer sig djupförhållandena i de två där Kurö i sin helhet är grund medan Lilla Fågelbo är betydligt djupare. Trots sitt ringa djup saknar Kurö vegetation med undantag för smala band längs kanter och öar. Lilla Fågelbo är däremot djupare vilket leder till att den har en större volym än Kurö trots sin mindre yta (tabell 3). Lilla Fågelbo har även en rikare vegetation både över och under vattnet än Kurö.

Åby (fig. 15) är svår att definiera då den delar vissa karaktäristika med en fosfordamm men avviker avseende andra. Till och med strax efter mitten påminner våtmarken om en fosfordamm med en djupdel vid inloppet följt av en grunddel

med en tydlig djupförändring mellan de två delarna. Dock blir Åby djupare igen efter grunddelen och har så att säga två djupdelar med en grunddel på mitten vilket avviker från hur de andra fosfordammarna i studien ser ut. Notera även den smala djupa strukturen i våtmarkens högre del.

Tabell 3. Djupdata för studerade övriga våtmarker.

Namn	Area, m ²	Medeldjup, m	Maxdjup, m	Volym, m ³
Kurö	11 107	0,25	0,46	2 753
Lilla Fågelbo	7 865	0,74	1,39	5 839
Åby	1 617	0,57	1,60	922

Kurö

Vattendjup

0,00 m

0,20 m

0,40 m

0,60 m

0,80 m

1,00 m

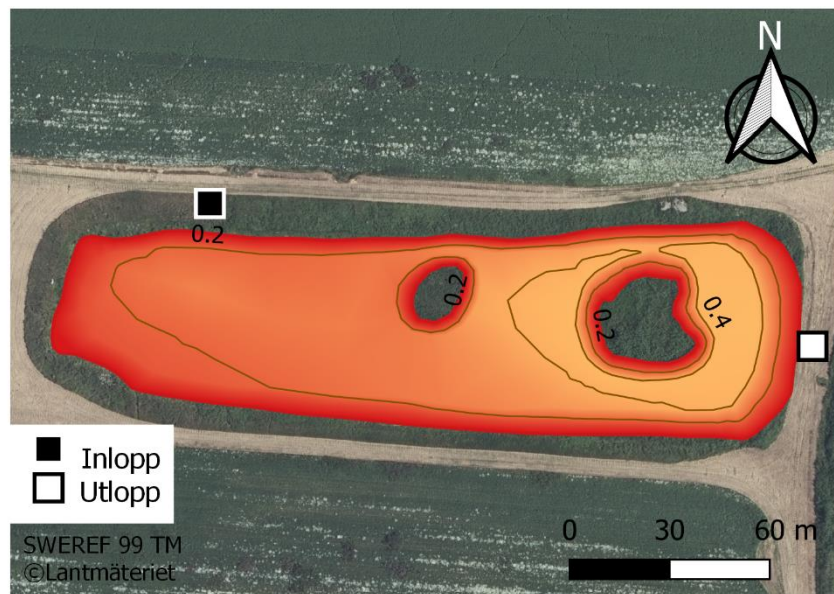
1,20 m

1,40 m

1,60 m

Djupkurvor

0,2 m ekv.



Figur 13. Djupkarta över Kurö våtmark.

Lilla Fågelbo

Vattendjup

0,00 m

0,20 m

0,40 m

0,60 m

0,80 m

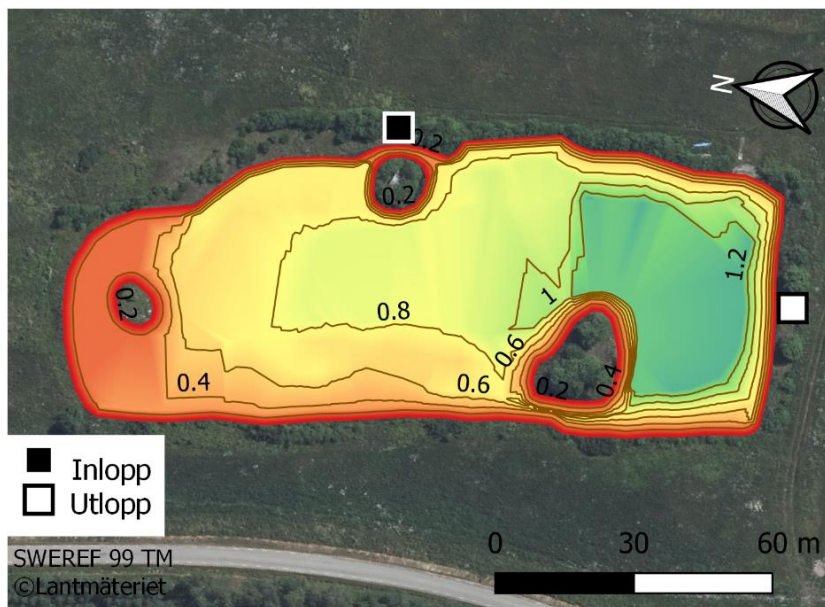
1,00 m

1,20 m

1,40 m

1,60 m

Djupkurvor
0,2 m ekv.



Figur 14. Djupkarta över Lilla Fågelbo våtmark.

Åby

Vattendjup

0,00 m

0,20 m

0,40 m

0,60 m

0,80 m

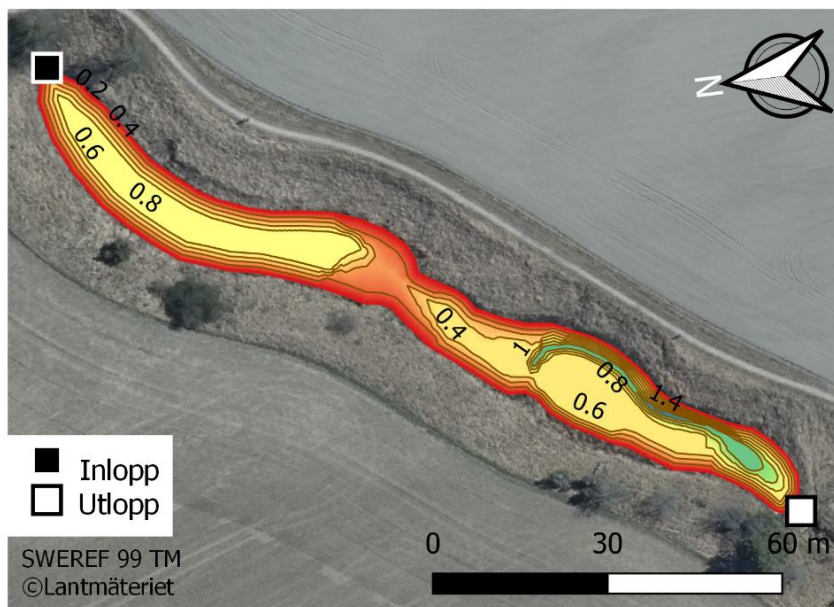
1,00 m

1,20 m

1,40 m

1,60 m

Djupkurvor
0,2 m ekv.

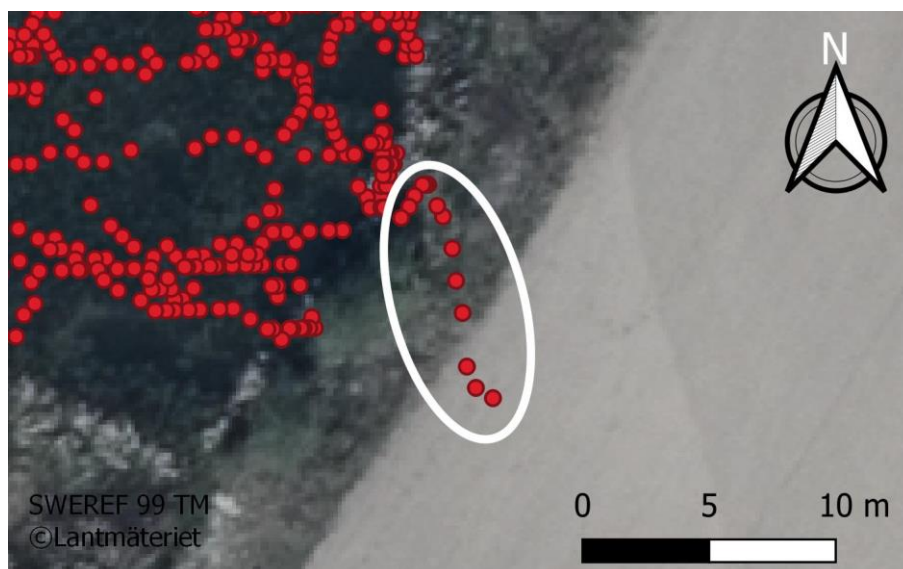


Figur 15. Djupkarta över Åby.

3.2. Metodjämförelse

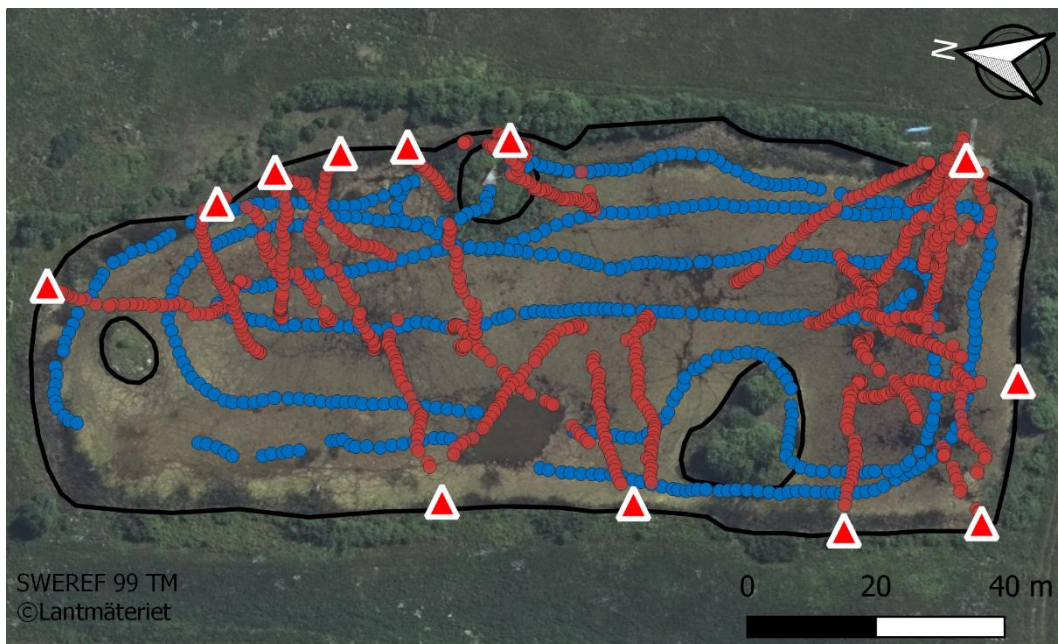
Ekolod användes helt eller delvis i totalt sex våtmarker. En våtmark, Lilla Fågelbo, mättes dubbelt genom att först släpa ekolodet bakom kajak och sedan genom att kasta från land medan övriga fem våtmarker undersöktes genom att kasta ekolodet med fiskespö från land. Endast i tre fall användes ekolodsdata i slutänden vid framställning av djupkartor, i resterande fall ersattes ekolodsdata helt av manuella mätningar med mätsticka. Skälen till att ersätta ekolodet med mätsticka var antingen att ekolodet gav orimliga mätvärden eller att ekolodet trasslade in sig i vegetation och därmed gjorde manuell mätning till det mer praktiska alternativet. Lilla Fågelbo undersöktes med ekolod från både land och kajak där mätningarna från kajak var de som slutligen användes av de två dataseten. De två våtmarker där data från kast med ekolodet användes var Skämsta och Ullevi.

Ekolodet uppvisade ibland en sviktande lägesnoggrannhet vilket medförde att vissa mätpunkter placerades på fel plats. Figur 16 visar ett tydligt exempel på felplacering där vissa datapunkter av ekolodet har placerats uppe på land vid mätning av Ullevi fosfordamm. Datan samlades in genom att kasta ekolodet från den motsatta stranden utanför figurens övre vänstra hörn och ekolodet har därför aldrig befunnit sig utanför vattnet på den högra kanten. Det grönaktiga bandet av vegetation mellan den grå åkern i öster och vattnet i nordväst är en torr gräsbevuxen slänt. Liknande enstaka felplacering av mätpunkter observerades även vid mätning av Lilla Fågelbo när ekolodet släpades bakom kajak.



Figur 16. Utsnitt av insamlade ekolodsdata från Ullevi fosfordamm. Notera datapunkterna inringade i vit ellips som befinner sig upp till dryga åtta meter bortanför vattenlinjen.

Mätningar med ekolod från kajak kontra från land uppvisar delvis olika utseende där det ofta är enklare att följa våtmarkens form när ekolodet släpas bakom en farkost som paddlas runt än när ekolodet kastas från kanten ut i våtmarken. Figur 17 visar en jämförelse från Lilla Fågelbo av hur mätpunkterna fördelas när ekolod används med de två metoderna. De blå punkterna representerar när ekolodet paddlats runt och följer konturen på både ytterkanter och öar förhållandevis väl vilket är positivt för kvaliteten på den efterföljande volymuppskattningen. Sker mätningar istället genom att kasta ekolodet från land, orange punkter, skulle mätningarna sannolikt behöva kompletteras med mer utförliga manuella mätningar om målet är att uppnå samma kvalitet som när ekolodet paddlas. Figur 17 visar även en inneboende svaghet med att använda ekolod från land i form av svårigheten att hitta lämpliga positioner att kasta ifrån. Längs överkanten på våtmarken i figuren nedan finns ett område mellan ön och det högra hörnet som helt saknar orange punkter, detta beror på att området är täckt av buskage i strandzonen som förhindrar att ekolodet kastas därifrån. Att ett område i nedre vänstra hörnet på figuren saknar punkter beror på att vattnet där är grundare än ekolodets minimidjup.



Figur 17. Jämförelse av data när ekolodets paddlats, blå punkter, och kastats från land, orange punkter. Rödvita trianglar representerar de platser ekolodet kastats ifrån.

Ekolodet visar ibland även sviktande mätnoggrannhet i djupled. I en sektion av Åby våtmark (fig. 15) med kraftig undervattensvegetation som mättes både med ekolod och med mätsticka angav 9,2 % av ekolodets mätpunkter ett djup som var mer än 0,2 m djupare än maxdjupet i det avsnittet av våtmarken som var 1,4 m. Ett antal ekolodspunkter indikerade ett djup över 10 m i området med ett indikerat maximum på 14,1 m. Ett fåtal ekolodspunkter underskattade istället minimidjupet i våtmarksavsnittet trots att minimidjupet i området utan övervattensvegetation var 0,7 m och därmed inom det djup som ekolodet förväntades mäta. Det förekommer även att närliggande ekolodspunkter har sinsemellan avvikande värden på platser där skillnaderna inte förklaras av bottenstrukturen. Vid några tillfällen indikerade ekolodet att vattnet var för grunt för att mäta även när manuell mätning bekräftade att djupet skulle vara tillräckligt för ekolodet men i närheten av dess minimidjup. Dessa tillfällen sammanföll huvudsakligen med situationer då vattnet var osedvanligt grumligt eller rikt på vegetation.

4. Diskussion och rekommendationer

4.1. Diskussion

Det portabla ekolod som använts i studien kan vara ett bra verktyg för djupmätning av våtmarker under rätt förhållanden, när allt fungerar är metoden snabb, billig och effektiv samtidigt som den producerar täta mätpunkter. Dock är kvaliteten på mätningarna beroende av förhållandena i den enskilda våtmarken vid tidpunkten för mätningen vilket bör tas i beaktande. Ekolodet kan vara förledande i det avseendet att det ibland levererar data även när datan som produceras är missvisande utan indikation på att något är fel. Därför ligger det på användaren att bedöma hur trovärdig informationen är samt när ekolodsmätningarna behöver kompletteras eller ersättas med andra mätmetoder. De faktorer som främst befanns påverka tillförlitligheten hos ekolodets mätningar var vattendjup och mängden vattenvegetation. Generellt var mätningarna mer störningskänsliga i närheten av ekolodets minimidjup medan tät vegetation påverkade mätningarna kraftigt oavsett vattendjup. Ekolodet har en automatisk funktion som varnar när den upplever att vattnet är för djupt eller för grunt för att mäta och mätningen upphör i vissa fall helt om vattendjupet är utanför ekolodets mätintervall. Denna varningsfunktion är inte felfri men fungerar som en nedre gräns. Aktiveras funktionen är den specifika platsen klart olämplig för ekolodet men förhållandena kan vara sådana att mätvärdena är opålitliga även om funktionen inte varnar. Ett visst överlapp mellan ekolodsmätning och manuell mätning kan därför övervägas för att få manuell data från zonen närmast innanför den linje längs vilken ekolodet varnar. Observera att kraftig vegetation eller stora mängder lösta partiklar i vattnet kan utlösa ekolodets djupvarning även när vattendjupet är inom ekolodets mätintervall varför djupet ensamt inte bör avgöra var manuella mätningar behövs.

Ekolodets mätningar har två typer av osäkerheter. Dels finns osäkerheter i djupmätningen i sig, dels finns osäkerheter i mätpunkternas positionsbestämning. Ekolodet har inbyggt GNSS vars felmarginal är beroende av ett flertal faktorer men ofta är felmarginalen ett antal meter. Våtmarkerna som undersökts är alla placerade i relativt öppen terräng vilket är gynnsamt för positionering med satellit men

ekolodet felmarginal är ändå så stor att mätpunkter kan bli missvisande även om djupmätningen i sig är korrekt. Detta problem kan antas vara mindre i anlagda våtmarker där botten innanför kantzonen ofta är relativt plan varför höjdförändringarna inom felmarginalen i horisontalplanet kan vara små. Huvudsaken är då att den geografiska felmarginalen ryms inom området med förväntat små djupförändringar. Dock är osäkerheten angående ekolodets positionsbestämning ett skäl till att undvika att förlita sig på ekolodsmätning inom kantzonerna eller kring övergången mellan grunddel och djupdel i fosfordammar där en större djupförändring på kort horisontellt avstånd kan förväntas. Osäkerheten i positionsbestämning blir även en faktor vid kartläggning av särskilt små våtmarker samt våtmarker där gamla bäckfåror eventuellt finns kvar i botten såsom Åby (fig. 15). Sådana fördjupningar i botten har visat sig kunna påverka en våtmarks näringsretention negativt genom att så att säga kortsluta vattenflödet genom att leda en del av vattnet en kortare väg till våtmarkens utlopp än avsett (Min & Wise 2009). Det är känt att en våtmarks form påverkar dess effektivitet ur retentionssynpunkt där långsmala våtmarker är att föredra framför bredare dito eftersom vattnet vid en långsmal utformning sprider sig bättre och minskar förekomsten av stillastående vatten längs kanterna som har litet utbyte med det primära vattenflödet genom våtmarken (Wörman & Kronnäs 2005). På liknande sätt kan olika strukturer i våtmarken påverka hur vattnet rör sig igenom den och därigenom hur mycket näringsämnen som en viss våtmark fångar. Det finns en rad faktorer och strukturer som kan påverka hur vattnet passerar igenom en våtmark förutom redan nämnda form och bottenstruktur. Även bl.a. storlek, vegetation, vattendjup samt flödeshastighet kan påverka (Jordbruksverket 2004; Min & Wise 2009). Ur batymetrisk synpunkt är dock främst bottenstrukturen av intresse och det är också en faktor som enligt Min och Wise (2009) både kan ha stor betydelse och som kan vara betydelsefull utan att ogynnsamma strukturer behöver vara speciellt stora. En fåra 0,3–0,8 m djupare än den omgivande botten uppges räcka för att kortslutningseffekter ska uppstå (ibid).

En gammal bäckfåra inom det storleksintervall som Min och Wise (2009) beskriver hittades i undersökningen i Åby (fig. 15 i avsnitt 3.1 ovan). Sådana gamla bäckfåror är ofta förhållandevis smala vilket för ekolodets del innebär att ekolodet får få träffar från botten av bäckfåran om ekolodet passerar tvärs bäckfåran. Detta kombinerat med låg geografisk precision kan leda till att träffarna som representerar bäckfåran ser ut som oregelbundet spridda extrempunkter som därför sorteras bort ur ekolodsdatan. Det finns således en risk att relevanta egenskaper hos batymetrin inte upptäcks med ekolodsmätning. Det kan dock nämnas att risk för att missa gamla bäckfåror och liknande mindre strukturer på botten föreligger även vid användning av flera andra mätmetoder beroende på vald punkttäthet. För att upptäcka smala bottenstrukturer behövs mätmetoder som levererar täta mätpunkter

med hög geografisk noggrannhet. Att strukturen, som utifrån att våtmarken ligger i en ravin i landskapet med en meandrande bäck både uppströms och nedströms om våtmarken troligen är just en gammal bäckfåra, hittades beror på två faktorer. Dels gav ekolodet anmärkningsvärt avvikande värden vid undersökning av den del av våtmarken där strukturen finns vilket föranledde manuella mätningar som var mer noggranna för att försöka hitta orsaken till avvikelsen. Dels går bäckfåran bitvis alldeles intill kanten av våtmarken och därmed i den zon där mätpunkter även normalt placerats tätare för att avbilda kanternas lutning.

Vid batymetrisk kartläggning av fosfordammar av liknande typ som förekommer i denna undersökning bör portabelt ekolod generellt betraktas som en kompletterande metod snarare än som primär mätmetod. Detta beror på att i samtliga undersökta fosfordammar har grunddelen inte kunnat mätas med ekolodet på ett rationellt sätt. Grunddelarna har ett medeldjup på endast 0,06 – 0,55 m (tabell 2) och är därmed grundare än ekolodets minimidjup (0,6 m). De grunddelar där det lokala maxdjupet i undantagsfall hade möjliggjort användning av ekolodet har detta istället i praktiken omöjliggjorts av tät vegetation både över och under vattnet vilket gjort vadning till det enda rationella sättet att få ut mätinstrument i vattnet. Figur 12 (avsnitt 3.1.1) visar hur grunddelarna typiskt sett ut avseende vegetation vilket förklarar varför det finns få alternativ till att vada i dessa. Även i djupdelen av vissa fosfordammar har ekolodet visat sig vara en olämplig metod antingen för att vegetationen varit så tät att det varit svårt att få konsistenta mätvärden (Paddeborg) eller för att även djupdelen varit för grund för ekolodet (Springsta). Avseende den typ av ofta tätbevuxna och relativt grunda fosfordammar som utgjorde majoriteten av våtmarkerna i denna studie rekommenderas därför manuella batymetriska metoder i första hand som sedan kan kompletteras med ekolod i de fall där det är lämpligt. Ekolod fyller i fosfordammar av den typ som undersökts här främst en funktion i djupdelar där vattnet är för djupt för att vara vadbart samtidigt som vegetationen är ringa till måttlig med rimlig chans att ekolodet får trovärdiga träffar mot botten. Även möjligheten att sjösätta en flytfarkost i fosfordammen för manuella mätningar påverkar bedömningen av ekolodets lämplighet. Flera fosfordammar har förvisso djupdelar som i sig vore lämpliga för ekolod men där det är mer effektivt ur praktisk synpunkt att använda samma manuella metod till djupdelen som till grunddelen förutsatt att djupdelen är relativt liten och vadbarheten är god. Det bör i sammanhanget noteras att fosfordammarna som undersökts ofta utgörs till runt 70 % av grunddel (fig. 3, avsnitt 3.1.1) och att även djupdelarna har grunda partier närmast kanterna. Detta innebär att den del av fosfordammarna som är tillräckligt djup för något annat än manuella metoder generellt är förhållandevis liten, särskilt som fosfordammar i sin helhet ofta är små. Att många fosfordammar har grunddelar som utgör omkring 70 % av ytan är i sin

tur ungefär i linje med rekommendationer om 70-80 % grunddel som förekommer i Sverige för hur fosfordammar bör anläggas (Börling 2010; Johannesson & Kynkäänniemi 2012).

Som nämnt kan vadbarheten påverka vilken eller vilka metoder som är mest effektiv ur praktisk synpunkt på en viss plats. Med vadbarhet avses här hur svårt eller enkelt det är att vada i en viss våtmark. Vadbarheten påverkas av bl.a. vattendjup, bottenens lutning, vegetation, hur stor yta som ska undersökas samt tjocklek och karaktär hos bottensedimenten. Det finns två ytterligheter; områden som är så grunda att vadning är det enda alternativet oavsett hur vadbarheten är i övrigt och områden som är så djupa att vadning är omöjligt. Mellan dessa båda ytterligheter finns ett spektrum av förhållanden där vadning är mer eller mindre lämpligt i förhållande till andra metoder beroende på hur enkelt det är att vada. Generellt är vadning att föredra i fosfordammar så länge vadbarheten är god av två skäl. Dels behövs vadning närmast kanterna av de flesta fosfordammar som undersökts och om det är enkelt att vada är det då mer effektivt att fortsätta vada och mäta mitten på vägen till de andra kanterna som ska mätas. Dels medför vadning att man automatiskt mäter med fötterna så att säga. Med både ekolod och mätsticka sker mätning av djupet i punkter med visst intervall vilket innebär att ytan mellan punkterna förblir okänd. Vid vadning undersöks däremot botten i en kontinuerlig linje där man går och extra djupmätningar kan enkelt göras om avvikelser påträffas. Chansen att upptäcka mindre bottenstrukturer såsom gamla bäckfåror eller andra anomalier är därmed större vid vadning än om mätning sker från en flytfarkost. Är vadbarheten däremot sämre, exempelvis för att bottensedimenten är svåra att gå i eller för att ytan som ska undersökas är stor, ökar sannolikheten att mätning från flytfarkost eller med ekolodet från land är mer effektivt där djupet tillåter det.

Vid kartläggning av andra våtmarker än fosfordammar är förutsättningarna annorlunda och ekolodet fyller en viktigare funktion än vid mätning av fosfordammarna. Övriga våtmarker är åtminstone i denna studie större till ytan än majoriteten av fosfordammarna samtidigt som de har lägre vegetationstäckning vilket i båda fallen är till ekolodets fördel. Lilla Fågelbo (fig. 14, avsnitt 3.1.2) mättes med ekolod då våtmarken är både stor till ytan, inom lämpligt djupintervall för ekolodet och inte allt för bevuxen. Kurö (fig. 13, avsnitt 3.1.2) är förvisso grundare än det minimidjup som valts för ekolodet i denna studie men är av en typ där det troligen vore möjligt att använda andra inställningar på ekolodet och därmed eventuellt ett grundare minimidjup. De faktorer som talar för att det i Kurö kan vara möjligt att använda ett annat minimidjup, och därmed utöka ekolodets användningsområde, är den relativt kompakta lerbotten i kombination med den ringa bottenvegetationen. Hur mycket minimidjupet skulle kunna sänkas och hur

stor del av Kurö som därmed eventuellt vore möjligt att mäta med ekolodet är dock osäkert.

Jämförs de metoder som använts ur handhavandesynpunkt kan konstateras att vadning med mätsticka är den enklaste metoden som kräver minst förkunskaper. Dock är metoden arbetsintensiv, särskilt vid vadning i tät vegetation eller vid dåliga bottenförhållanden. Användning av mätsticka från kajak är däremot lättare förutsatt att vegetationen inte är så tät att den påtagligt försvårar paddling. Att släpa ekolod bakom kajak kräver något större förkunskaper än mätsticka, ekolodet behöver kunna hanteras samtidigt som datainsamlingen underlättas om paddlingen håller någorlunda jämn hastighet längs önskad kurs. Däremot är ekolodet användarvänligt och paddling kan ske med en flora av flytfarkoster varför tillräckliga kunskaper bör gå relativt snabbt att tillgodogöra sig. Av metoderna mätsticka, paddling med ekolod och kast med ekolod är paddling med ekolod den metod som mäter störst ytor på kortast tid med tätast punkttäthet. Kast med ekolod är slutligen den av de studerade metoderna som ställer högst krav på handhavande. Ekolodet väger enligt sin förpackning 92 gram vilket är en relativt hög vikt att kasta med fiskespö. Ekolodet upplevs ha goda kastegenskaper och dess vikt är inte helt ovanlig i fiskesammanhang men det kan troligen vara svårt för någon utan tidigare erfarenhet att på ett konsekvent och säkert sätt kasta ut ekolodet till önskad position. Förekomsten av träd och buskar längs kanterna av vissa våtmarker försvårar kast av ekolodet och ökar kraven på användaren ytterligare.

4.1.1. Felkällor

Kvaliteten av en batymetrisk kartläggning påverkas av en rad faktorer. Precisionen hos den geografiska positionsbestämningen som varit en viktig del i denna undersökning influeras av exempelvis terräng, atmosfäriska förhållanden och den tekniska utrustning som använts. Det kan därför inte uteslutas att en bättre precision skulle uppnås med ett annat exemplar av det ekolod som använts eller med en annan mobiltelefon för att motta ekolodets data. Även de manuella mätningarna har i flera fall positionsbestämts med vanlig GNSS i en mobiltelefon varför samma felkälla är relevant även där med en positionsnoggrannhet som är relativt dålig med en osäkerhet på ett flertal meter.

Förutom felkällor i positionsbestämning finns osäkerheter i hur väl de insamlade mätpunkterna representerar de undersökta våtmarkerna. Tätare mätpunkter får antas innebära en bättre representation av botten på bekostnad av tiden som krävs för att genomföra mätningarna varför en kompromiss är nödvändig. Det är att

förvänta att en mer noggrann undersökning av våtmarkerna med fler mätpunkter skulle ge en mer diversifierad släntlutning längs våtmarkens olika delar men volymen bör skilja sig mindre. En i sammanhanget viktig egenskap hos de mätmetoder som har använts i denna studie är att samtliga mäter vattendjupet med vattenytan som baslinje. Detta innebär att djupet och alla mått där djupet ingår som komponent är beroende av vattenståndet vid tidpunkten för mätning.

Det finns även osäkerheter i vad ekolodet räknar som botten, de undersökta våtmarkernas botten består i allmänhet av varierande mängd löst sediment ovanpå en lerbotten vilket gör det svårt att veta var i skikten ekolodets ljudvågor reflekteras. Även med mätsticka finns en viss osäkerhet angående vad som definieras som botten men osäkerheten är troligen mindre då det med mätsticka är möjligt att känna motståndet från sedimenten och placera mätstickans ände där sedimenten börjar.

Sammantaget innebär ovan nämnda felkällor att de siffror som häri presenterats angående vattendjup i enskilda våtmarker ska tolkas som uppskattningar snarare än exakta mått.

Avseende vad som framförts ur metodperspektiv bör noteras att detta i hög grad påverkas av förhållandena i våtmarkerna där metoderna använts. Viss generaliserbarhet bör sannolikt föreligga men det kan inte uteslutas att metoderna fungerar annorlunda i våtmarker med annan utformning eller i våtmarker anlagda i regioner med annan topografi eller vegetation. Även mättidpunkten i förhållande till växtsäsongen har troligen en påverkan på de olika mätmetodernas funktion.

4.1.2. Möjliga alternativa mätmetoder

De metoder som använts här, kastbart ekolod och mätsticka, har båda sina respektive för- och nackdelar. Det finns dock som framgår i bakgrunden i avsnitt 1.2.1 betydligt fler batymetriska metoder än enbart dessa två. Givet resultaten ovan kan det därför vara relevant att diskutera några alternativa metoder som bör vara möjliga att använda i den undersökta typen av våtmarker. Till det kastbara ekolodet finns det så vitt känt få likvärdiga alternativ givet våtmarkernas storlek och låga djup. Ska ekolodet ändå ersättas med något annan metod blir alternativet troligen samma metod som används till grunddelarna och sådana metoder är generellt mer tidskrävande än ekolodet. Under förhållanden där ekolodet ger tillförlitliga data är ekolodet därför troligen det bästa alternativet så länge våtmarkerna är för små för sjösättning av en riktig båt med bättre hydroakustisk utrustning. Till grunddelar och igenväxta djupdelar finns däremot ett antal tänkbara alternativ till att använda

mätsticka. Det enklaste alternativet för att uppnå en bättre geografisk precision vore att använda samma typ av mätsticka men att bestämma positionen med DGNSS istället för vanlig GNSS som användes här. Vattendjupet skulle med den metoden fortfarande mätas med vattenytan som baslinje men osäkerheten i horisontalled skulle minska till en jämförelsevis låg kostnad. Den DGNSS-tjänst som för närvarande tillhandahålls av Lantmäteriet via myndighetens Öppna data uppges ha en osäkerhet i horisontalled på ca en meter i 95 % av fallen (Lantmäteriet u.å.). Detta är avsevärt bättre än den osäkerhet som i denna studie uppnåddes med vanlig GNSS i mobiltelefon där osäkerheten enligt mobiltelefonen vid mätningen var 3,2 m som bäst men ofta kring fem meter. Användning av DGNSS kräver dock en särskild mottagare då mobiltelefoner och enkla GNSS-enheter vanligen inte stödjer DGNSS.

Totalstation vore eventuellt ett alternativ vid mätning av vissa av våtmarkerna men försvåras bl.a. av att metoden kräver fri sikt mot en våtmarks samtliga delar. Vissa våtmarker omges av träd och buskage medan andra har bitvis mycket hög vass som skymmer sikten längs kanterna.

Det i vissa avseenden bästa alternativet till mätsticka under rådande förutsättningar vore troligen RTK-GNSS, en mer avancerad form av GNSS som mäter i vertikalled och horisontalled samtidigt med hög precision (se avsnitt 1.2.1.3). RTK-GNSS-enheten skulle då helt ersätta mätstickan men förfarandet vid mätning skulle bli likartat. Mätningen skulle fortfarande ske med en stav som ställs på våtmarkens botten genom att vada. Den avgörande skillnaden vore att istället för att positionsbestämning sker med en mobiltelefon med låg noggrannhet, alternativt med måttband, för att i efterhand kombineras med det vertikala måttet från mätstickan sker allt med RTK-GNSS-enheten samtidigt och med högre noggrannhet. Med RTK-GNSS mäts dessutom det vertikala måttet som bottens höjd över havet istället för som avståndet mellan botten och våtmarkens vattenyta. Detta innebär att de batymetriska mätningarna blir oberoende av aktuellt vattenstånd samtidigt som avståndet mellan botten och aktuell vattenyta enkelt kan beräknas som komplement om så önskas. Vidare blir volymberäkningar bättre vid användning av RTK-GNSS än med den metod med mätsticka som använts här. Skälet är att det med RTK-GNSS är möjligt att bestämma positionen hos aktuell vattenlinje med hög precision och därmed även den vattentäckta arean vid mättillfället, något som i sin tur används vid volymberäkning. Dock är RTK-GNSS-utrustning dyrare än GNSS i en mobiltelefon eller DGNSS samtidigt som den kräver högre tekniskt kunnande att använda. RTK-tekniken är även känsligare för signalavbrott i form av skymd sikt mot satelliterna och det kan även ta något längre tid för att fastställa positionen än vanlig GNSS beroende på hur pass skymd sikten mot satelliterna är (Andreas et al. 2019). Huruvida dessa faktorer totalt sett påverkar

tiden det tar att mäta våtmarker med RTK-GNSS jämfört med metoden som använts här är osäkert. Givet att RTK-tekniken idag är en vanlig mätmetod i många sammanhang just för dess användbarhet (Schloderer et al. 2011) bör eventuella tidsskillnader mot mätsticka och vanlig GNSS vara försumbara i de flesta fall. Våtmarkerna som studerats är placerade i jordbrukslandskap och även om det ibland förekommer träd, buskar och hög vass är sikten rakt upp mot himlen med några undantag relativt god. Det bör dock också nämnas att noggrannheten hos RTK-tekniken inte är perfekt, det finns metoder som ibland har än högre noggrannhet men som är svårare att använda i fält, däribland totalstation (Miroslaw-Świątek et al. 2016). Icke desto mindre är RTK-GNSS troligen ett relevant alternativ till mätsticka vid undersökning av våtmarker med samma karaktär som förekommer här. Detta gäller speciellt i situationer där mätningarnas kvalitetskrav motiverar de högre kostnader och kompetenskrav som metoden medför men där kraven inte är sådana att de allra dyraste och mest tillförlitliga instrumenten behövs.

4.1.3. Vidare forskning

Portabelt ekolod av liknande modell som i denna studie har framgångsrikt använts vid djupmätning av våtmarker i Sverige tidigare, bl.a. i Kalmartrakten (Nilsson et al. 2020). Dock har hittills få studier undersökt ekolod av denna typ ur ett metodperspektiv i syfte att utröna hur de bäst används och vilka begränsningar som finns avseende grunda våtmarker. Ekolodet som använts riktar sig enligt tillverkarens hemsida främst till fiskare (deepersonar.com u.å.b) och är således inte konstruerat för vetenskapliga undersökningar eller användning i den typ av grunda våtmarker som undersökts här. Det råder ingen tvekan om att ekolodet har stor potential men flera frågor kvarstår kring bl.a. djupmätningens precision och riktighet vid olika frekvenser i närheten av respektive frekvens minimidjup samt hur precision och riktighet påverkas av olika grad av vegetation och grumlighet i vattnet. Det finns även frågetecken kring hur djupt ner i bottensedimenten som ekolod av denna typ mäter och hur detta eventuellt påverkas av vilken frekvens som används.

4.2. Slutsatser och rekommendationer

Våtmarkerna som undersökts har ett maxdjup mellan 0,46 m och 1,60 m. Volymmässigt skiljer de sig från under 150 m³ till över 5 800 m³. Med undantag för Björnhagen är fosfordammarna generellt mindre än våtmarkerna. Bottenstrukturen är i de studerade fosfordammarna likartad med tvära kanter och en väldefinierad, generellt plan botten. Botten i de övriga våtmarkerna är mer heterogen. Flertalet av fosfordammarna utgörs till runt 70 % av grunddel med medeldjup på 0,06–0,55 m.

- Ett portabelt, kastbart ekolod kan under rätt förhållanden vara ett bra verktyg vid batymetrisk kartläggning av våtmarkers djupare delar.
- Vid mätning av större våtmarker med en relativt stor fri vattenyta är det att föredra att släpa ekolodet bakom en farkost, exempelvis en kajak. Kast av ekolodet från land kan vara ett alternativ vid mätning av mindre öppna vattenytor eller där sjösättning av en farkost av olika skäl är olämpligt.
- Tillförlitligheten hos ekolodets mätningar påverkas av bl.a. vegetation, vattendjup och bottenförhållanden varför dessa faktorer bör tas i beaktande både vid val av metod och vid analys av ekolodets data.
- Ofta behövs manuella mätningar närmast våtmarkens kanter samt i fosfordammars grunddelar då ekolodet inte fungerar under ett visst minimidjup och blir svårt att använda i tät övervattensvegetation. Detta minimidjup varierar beroende på vilken frekvens som väljs och på aktuella vattenförhållanden men ligger ofta kring ca 0,6 m ± någon decimeter.
- Ekolodets minimidjup samt reliabilitet i den specifika typ av våtmark där mätningar planeras bör fastställas experimentellt.
- Manuella metoder bör övervägas även i delar av våtmarker där vattendjupet i sig skulle tillåta ekolod men där vegetationen gör att kvaliteten av ekolodets mätningar och dess praktiska användbarhet kan ifrågasättas. Mätsticka kan vid behov användas från flytfarkost där vattendjupet gör vadning svårt eller omöjligt.
- Vadbarhet och storlek påverkar i hög grad hur enskilda fosfordammar mäts mest effektivt.
- Mätsticka och positionsbestämning med GNSS eller måttband fungerar vid mätning av grunda områden. Vid högre kvalitetskrav kan RTK-GNSS troligen vara ett alternativ till mätsticka.

Referenser

- Andreas, H., Abidin, H.Z., Sarsito, D.A. & Pradipta, D. (2019). Study the capabilities of RTK Multi GNSS under forest canopy in regions of Indonesia. *E3S Web of Conferences*, 94, 01021. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20199401021>
- Börling, K. (2010). Dammar som samlar fosfor. Jordbruksverket. https://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf_jo/jo10_11.pdf
- Cao, B., Fang, Y., Gao, L., Hu, H., Jiang, Z., Sun, B. & Lou, L. (2021). An active-passive fusion strategy and accuracy evaluation for shallow water bathymetry based on ICESat-2 ATLAS laser point cloud and satellite remote sensing imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 42 (8), 2783–2806. <https://doi.org/10.1080/01431161.2020.1862441>
- deepersonar.com (u.å.a). *Kasta och skanna*. https://deepersonar.com/se/se_se/manual/casting-and-scanning-chirp [2021-10-03]
- deepersonar.com (u.å.b). *Om Deeper*. https://deepersonar.com/se/se_se/om-deeper [2021-11-08]
- Doherty, J.M., Miller, J.F., Prellwitz, S.G., Thompson, A.M., Loheide, S.P. & Zedler, J.B. (2014). Hydrologic Regimes Revealed Bundles and Tradeoffs Among Six Wetland Services. *Ecosystems*, 17 (6), 1026–1039
- Hansson, L.-A., Brönmark, C., Anders Nilsson, P. & Åbjörnsson, K. (2005). Conflicting demands on wetland ecosystem services: nutrient retention, biodiversity or both? *Freshwater Biology*, 50 (4), 705–714. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01352.x>
- Harrie, L. (2013). *Geografisk informationsbehandling*. 6:7. Lund: Studentlitteratur.
- Johannesson, K. & Kynkäänniemi, P. (2012). Fånga fosfor - Dammar, filter och tvåstegsdiken. Hushållningssällskapet. <https://hushallningssallskapet.se/wp-content/uploads/2014/10/fanga-fosfor-dammar-filter-och-tvastegsdiken.pdf>
- Jordbruksverket (2004). *Kvalitetskriterier för våtmarker i odlingslandskapet*. (2004:2). https://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf_rapporter/ra04_2.pdf
- Kearns, T.A. & Breman, J. (2010). Bathymetry-The art and science of seafloor modeling for modern applications. *Ocean globe*, 1–36
- Kynkäänniemi, P. (2014). *Small wetlands designed for phosphorus retention in Swedish agricultural areas*. (70)
- 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*, 42 (2), 596–605. <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0266>
- Lantmäteriet (2019). *Nationell Höjdmodell*. https://www.lantmateriet.se/globalassets/kartor-och-geografisk-information/hojddata/kvalitetsbeskrivning_nh_v1.4.pdf

- Lantmäteriet (2021). *Laserdata*. https://www.lantmateriet.se/globalassets/kartor-och-geografisk-information/hojddata/kvalitetsbeskrivning_laserdata.pdf
- Lantmäteriet (u.å.). *Öppna data*. <https://www.lantmateriet.se/sv/Kartor-och-geografisk-information/gps-geodesi-och-swepos/swepos/swepos-tjanster/oppna-data/> [2021-09-13]
- Los Huertos, M. & Smith, D. (2013). Wetland bathymetry and mapping. *Wetland techniques*. Springer, 49–86
- Min, J.-H. & Wise, W.R. (2009). Simulating short-circuiting flow in a constructed wetland: the implications of bathymetry and vegetation effects. *Hydrological Processes*, 23 (6), 830–841. <https://doi.org/10.1002/hyp.7219>
- Mirosław-Świątek, D., Michałowski, R., Szporak-Wasilewska, S., Ignar, S. & Grygoruk, M. (2016). Unraveling uncertainties of water table slope assessment with DGPS in lowland floodplain wetlands. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188 (11), 625. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5642-3>
- Nilsson, J., Liess, A. & Weisner, S. (2020). *Näringsavskiljning i anlagda våtmarker i Kalmar län*. Länsstyrelsen Kalmar län.
- Rydell, Bengt., Arvikslund, Ola. & Fallsvik, Jan. (2007). *Undersökningar i strandnära områden*. (Varia 573). Linköping: Statens geotekniska institut, SGI.
- Saylam, K., Hupp, J.R., Averett, A.R., Gutelius, W.F. & Gelhar, B.W. (2018). Airborne lidar bathymetry: assessing quality assurance and quality control methods with Leica Chiroptera examples. *International Journal of Remote Sensing*, 39 (8), 2518–2542. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1430916>
- Schloderer, G., Bingham, M., Awange, J.L. & Fleming, K.M. (2011). Application of GNSS-RTK derived topographical maps for rapid environmental monitoring: a case study of Jack Finnelly Lake (Perth, Australia). *Environmental Monitoring and Assessment*, 180 (1), 147–161. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1778-8>
- Song, X., Ehde, P.M. & Weisner, S.E.B. (2019). Effects of Water Depth and Phosphorus Availability on Nitrogen Removal in Agricultural Wetlands. *Water*, 11 (12), 2626. <https://doi.org/10.3390/w11122626>
- Wörman, A. & Kronnäs, V. (2005). Effect of pond shape and vegetation heterogeneity on flow and treatment performance of constructed wetlands. *Journal of Hydrology*, 301 (1), 123–138. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.06.038>

Tack

Jag vill börja med att rikta ett stort tack till mina handledare Pia Geranmayeh och Faruk Djodjic för era goda råd och ert tålamod, det här arbetet hade inte varit vad det är utan er. Jag vill också tacka Christian Lundström för hjälp och gott sällskap under fältarbetet. Slutligen, tack alla markägare för tillgång till era våtmarker.

Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver godkänna publiceringen. Om du kryssar i **JA**, så kommer fulltexten (pdf-filen) och metadata bli synliga och sökbara på internet. Om du kryssar i **NEJ**, kommer endast metadata och sammanfattning bli synliga och sökbara. Även om du inte publicerar fulltexten kommer den arkiveras digitalt. Om fler än en person har skrivit arbetet gäller krysset för samtliga författare. Läs om SLU:s publiceringsavtal här:

- <https://www.slu.se/site/bibliotek/publicera-och-analysera/registrera-och-publicera/avtal-for-publicering/>.

☒ JA, jag/vi ger härmed min/vår tillåtelse till att föreliggande arbete publiceras enligt SLU:s avtal om överlåtelse av rätt att publicera verk.

☐ NEJ, jag/vi ger inte min/vår tillåtelse att publicera fulltexten av föreliggande arbete. Arbetet laddas dock upp för arkivering och metadata och sammanfattning blir synliga och sökbara.