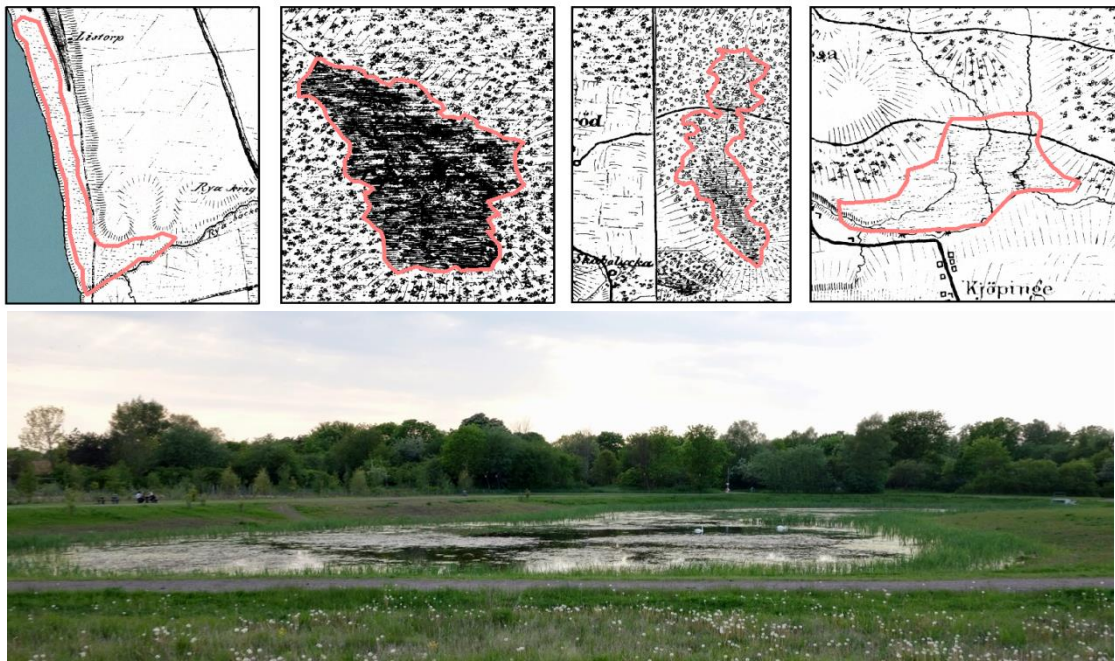


Landskap i förändring: Våtmarker i Helsingborgs kommun 1820-2016



Clara Kjällman

2017
Institutionen för
naturgeografi och ekosystemvetenskap
Lunds universitet
Sölvegatan 12
223 62 Lund



Clara Kjällman (2017). Landskap i förändring: Våtmarker i Helsingborgs kommun 1820-2016

Changing landscapes: Wetlands in the Swedish municipality Helsingborg 1820-2016

Kandidatuppsats nr 319, 15 hp i naturgeografi och ekosystemanalys
Institutionen för naturgeografi och ekosystemvetenskap, Lunds universitet

Nivå: Bachelor of Science

Kursperiod: Mars 2017 till juni 2017

Ansvarsfriskrivning

Detta dokument beskriver det arbete som utförts inom ett studieprogram vid Lunds Universitet. Alla synpunkter och åsikter som uttrycks i denna är den ansvarige författarens, och inte nödvändigtvis institutionens.

Omslagsbild: ovan fyra utsnitt av våtmarksområden i den Skånska Rekognosceringskartan 1812-1820, nedan en anlagd dagvattendamm i Kattarp i Helsingborgs kommun.
Foto: Clara Kjällman, maj 2017.

Landskap i förändring: Våtmarker i Helsingborgs kommun 1820 - 2016

Clara Kjällman

Kandidatexamenarbete, 15 högskolepoäng, i naturgeografi och ekosystemanalys

Handledare:

Helena Borgqvist

Lunds universitet, institutionen för naturgeografi och ekosystemanalys

Kursansvarig:

Jonas Ardö

Lunds universitet, institutionen för naturgeografi och ekosystemanalys

Examinatorer:

Harry Lankreijer

Jonathan Seaquist

Lunds universitet, institutionen för naturgeografi och ekosystemanalys

Förord

Detta är ett examensarbete i naturgeografi och ekosystemanalys. Uppsatsen är skriven inom ramen för ett projekt om förändringar av kulturlandskapet i Helsingborgs kommun, och undersöker förändringar i våtmarkers förekomst i kommunen från 1800-talets början till nutid. Min målgrupp är i första hand studenter inom naturgeografi och ekosystemanalys, med förhoppning om att arbetet kan vara användbart även för Helsingborgs stads våtmarksprojekt.

Jag vill tacka min handledare Helena Borgqvist, som har varit till stor hjälp när uppsatsens innehåll skulle gå från tanke till text. Tack även till mina föräldrar som i mina utkast har läst mer om våtmarker än de någonsin skulle ha gjort på eget initiativ. Tack till min pojkvän Erik som har tvingat mig att sluta prata kandidatarbete ibland, och dessutom läst och kommenterat arbetet. Slutligen ett stort tack till mina kära kurskamrater som har peppat och stöttat på Geocentrum under skrivperioden. Utan er alla hade det inte blivit hälften så mycket uppsats!

Sammanfattning

Syftet med mitt arbete var att undersöka utbredningen av våtmarker i Helsingborgs kommun vid 1800-talets början, och jämföra den med dagens utbredning ur tre aspekter: total våtmarksarea, förekomst av olika våtmarkstyper samt våtmarkernas rumsliga distribution i kommunen. Att kartlägga våtmarkernas förändring över tid är viktigt eftersom dessa miljöer har en betydelsefull roll i vattnets kretslopp, och bidrar till att bevara biologisk mångfald. Om utbredningen förändras kommer våtmarkernas ekosystemtjänster troligtvis också att förändras.

För att kartlägga utbredningen av våtmarker och vattendrag vid 1800-talets början har den Skånska Rekognosceringskartan (1812-20) använts. De nutida våtmarkernas utbredning har jag sammanställt baserat på data från Länsstyrelsen, Lantmäteriet och Helsingborgs kommun. För att jämföra data från 1800-talet och 2000-talet har ett GIS-program använts.

Arbetets kartläggning visar att knappt tre promille av Helsingborgs landyta utgörs av våtmark år 2016. För 200 år sedan var siffran drygt 11 %. Totalt fanns det 131 olika våtmarksområden 1820, och 2016 var de 83 stycken. Våtmarkstyperna myr och sumpskog har minskat starkt sedan 1820, både till yta och i andel av den totala utbredningen. Våtmarkstyperna damm och tvåstegsdike har tillkommit sedan 1990-talet, och utgjorde år 2016 knappt 60 % av den totala mängden våtmark. Medianavståndet mellan våtmarkerna har ökat från 220 m år 1820 till 466 m år 2016.

Då våtmarkernas yta och antal reduceras innebär det mindre livsutrymme för de djur och växter som är beroende av våtmarksmiljö. Minskningen påverkar också våtmarkernas förmåga att utjämna vattenflöde och rena vatten. Förändringar i förekomst av våtmarkstyper, och ökade avstånd mellan våtmarkerna medför negativa konsekvenser för kommunens djur- och växtliv, medan nutida anläggning av våtmarker är ett sätt att motverka övergödning av vattendrag och hav, skapa habitat för växter och djur, och skapa värdefulla rekreationsområden.

Nyckelord: Våtmark, anlagd våtmark, ekosystemtjänster, landskapsförändring, jordbrukslandskap, Helsingborgs stad

Abstract

This thesis discusses the landscape changes of Helsingborg municipality in Scania, southern Sweden. The aim of this thesis is to compare the occurrence of wetlands in the early 1800's with the contemporary occurrence. The findings will be presented from three angles: the total wetland area, presence of different wetland types, and spatial distribution of the wetlands. To assess this change over time is important, since wetlands are involved in the hydrological cycle, and serve to sustain biodiversity. As the wetland distribution changes, such ecosystem services might also get altered.

By using a GIS programme, I compared data of past and contemporary wetlands. The wetlands of the early 1800's are obtained from the military map The Scanian Recognisance map (1812-20). The County Board of Scania, the Swedish National Land Survey, and Helsingborg municipality have mapped the contemporary wetlands.

The results show that just under 0.3 % of Helsingborg municipality is wetland in 2016. 200 years ago, 11 % of the area was mapped as wetland. There were 131 wetlands in 1820, and 83 in 2016. The wetland types mire and swamp were tremendously reduced in area and in share of the total. Artificially created wetlands constitute almost 60 % of the total wetland extent 2016. The median distance between wetlands almost doubled over the 200 years, from 220 m in 1820 to 466 m in 2016.

The reduced number of wetlands in 2016, as well as the reduced total area, implies fewer habitats for wetland biota. Also, the wetland's water retention capacity, and potential for water quality improvement, is reduced. The changes in wetland types and distribution have negative effects on the local biota and hydrology, whereas the contemporary work with creation of wetlands is a means to mitigate eutrophication, create habitat for wetland species, and make valuable space for recreation.

Innehållsförteckning

1. Introduktion	1
1.1. Syfte och avgränsningar	2
2. Bakgrund	2
2.1. Definition av begreppet våtmark	2
2.2. Naturligt förekommande våtmarker i södra Sverige	3
2.3. Anlagda våtmarker	4
2.4. Vattenrening i anlagda och naturliga våtmarker	6
2.5. Flödesfördröjning i våtmarker	7
2.6. Torvbildning och -oxidation	8
2.7. Våtmarkers betydelse för djur och växter	8
2.8. Våtmarkers rekreativsvärde	9
3. Metod och material	10
3.1. Områdesbeskrivning	10
3.2. Kartor och texter	11
3.3. Flödesschema och databehandling	11
3.4. Om arbetet med Rekognosceringskartan	13
3.5. Bildtolkning av våtmarker på ortofoto	16
4. Resultat	17
4.1. Visuellt jämförelse mellan våtmarker 1820 och 2016	17
4.2. Kvantitativ skillnad mellan våtmarkernas förekomst 1820 och 2016	19
4.3. Area och avstånd mellan våtmarker 1820 och 2016	19
4.4. Visualisering av historiska och nutida våtmarker på ortofoto	21
4.5. Båtnadsområden och torvbrytning i Helsingborgs kommun	22
4.6. ”Osynliga” våtmarker	22
5. Diskussion	24
5.1. Reflektion om kartornas noggrannhet	24
5.2. Våtmarkernas minskade utbredning 1820-2016	24
5.3. Förekomst av olika våtmarkstyper år 1820 och 2016	25
5.4. Större avstånd mellan våtmarker	27
5.5. ”Osynliga” våtmarker	27
5.6. Våtmarkers påverkan på människors hälsa	28
5.7. Felkällor	29
5.8. Förslag till fortsatta studier av våtmarker i Helsingborgs kommun	29
6. Slutsats	30
7. Källförteckning	32
Appendix	36

1. Introduktion

Våtmarker är en av de viktigaste och mest sårbara miljöerna på jorden. De har en betydelsefull roll både i vattnets kretslopp och för den biologiska mångfalden (Mitsch och Gosselink 2007), och liknas ibland vid människokroppens njurar, som har till uppgift att filtrera bort skadliga ämnen (Löfroth 1991). Våtmarkerna utgör fysiska hinder för vattenflödet, och bromsar vattnets framfart. Detta får partiklar att sedimentera och fördröjer på samma gång flödet efter kraftig nederbörd, vilket minskar risken för översvämningar (Tonderski 2002). Dessutom utgör våtmarker levnadsmiljö åt en mängd djur och växter. Våtmarkernas flora och fauna särskiljer sig från andra habitat, och hela 20 % av Sveriges rödlistade arter nyttjar våtmarker i hela eller delar av sin livscykel (ArtDatabanken 2015). Markområden kring våtmarker erbjuder därtill i många fall rekreativsmöjligheter för människor, då de uppfattas som en trivsamt plats för att motionera, studera naturen eller koppla av (Pedersen *et al.* 2017).

Ovan nämnda funktioner är exempel på ekosystemtjänster, som tillhandahålls av en natur i balans (SwedBio 2014). Det har gjorts uppskattningar om att världens sammanlagda ekosystemtjänster har dubbelt så stor betydelse för levnadsstandarden som landets BNP (Costanza *et al.* 2014), och därför kan dessa ekosystemtjänster sägas vara grunden till vår välfärd (Pedersen *et al.* 2017).

Historisk markanvändning i Helsingborg

Helsingborgstrakten var under 17-1800-talen känd som en risbygd, vilket av Sjöbeck (1928) definieras ”*landet mellan skogen och plogen*” (s. 29). Detta är alltså landet mellan de Sydskånska åkerslätterna och de stora skogsområdena i nordöstra Skåne. I denna risbygd var djurhållning och skottskogsproduktion den huvudsakliga näringen (Sjöbeck 1973; Emanuelsson 1985). Trä från skottskogen hade stor betydelse förr, då skotten användes till ryssjor, stängsel och käppar, samt till att binda takhalm (Sjöbeck 1973). Våtmarksområden var vid den här tiden viktiga som slätterängar där djurens vinterfoder hämtades, liksom för produktion av al- och björksskott (Sjöbeck 1973; Narvelo 2017, direkt kommunikation). Våtmarkerna var samtidigt en begränsande faktor, och kunde inte användas till odling (Emanuelsson 1985).

Dikning och anläggning av våtmark

Vid 1800-talets början kom täckdikningstekniken till Sverige, och därmed kunde jordens odlingsegenskaper förbättras. Med hjälp av dränering avvattnades våtmarksområden så att de kunde användas till jordbruk (Löfroth 1991), men även marker som redan var jordbruksmark dränerades, för att ytterligare förbättra dess odlingsbetingelser. År 1914 hade hela 94 % av den dåvarande skånska åkermarken förbättrats genom markavvattning (Emanuelsson 1985). Dessa 94 % omfattar både tidigare våtmark och icke-våtmark.

Att förbättra jorden genom torrläggningssprojekt uppmuntrades av den svenska staten, som erbjöd förmånliga lånemöjligheter till de markägare som ville utföra båtnadsarbeten (Emanuelsson 1985). I Helsingborgs kommun åstadkoms drygt 7 500 hektar båtnadsmark under åren 1880-2004 (se figur 10). Målet med arbetena var att öka mängden odlingsmark och byggbar mark i kommunen (Länsstyrelsen i Skåne län 2010, se tabell A1).

Idag belyses våtmarker som värdefulla miljöer med nyttiga ekosystemtjänster för renare vatten och bevarad biologisk mångfald. Statliga Naturvårdsverket arbetar därför, genom landets länsstyrelser och kommuner, för att våtmarker ska restaureras och anläggas (Naturvårdsverket 2005; Länsstyrelsen i Skåne län 2007). I Helsingborgs kommun inleddes arbetet med att anlägga och restaurera våtmarker 1991, och sedan dess har ett 70-tal våtmarker anlagts och restaurerats i kommunal regi. Det primära målet med våtmarkerna är att förbättra vattenkvaliteten, och minska risken för övergödning i vattendrag och hav (Helsingborgs stad 2015).

1.1. Syfte och avgränsningar

Baserat på våtmarkernas ekosystemtjänster för hydrologi och biologi är de viktiga komponenter i ett ekologiskt hållbart samhälle, som under de senaste 200 åren fått minskat utrymme, främst till förmån för åkermark. Därför syftar mitt arbete till att kartlägga våtmarkernas utbredning i Helsingborgs kommun vid 1800-talets början, och jämföra den med utbredningen av dagens våtmarker. Förändringen kommer att presenteras ur tre aspekter:

1. våtmarkernas areal
2. förekomst av olika våtmarkstyper
3. avstånd mellan olika våtmarksområden, och våtmarkernas distribution i kommunen

Dessa aspekter diskuteras mot bakgrund av kulturlandskapets förändring sedan 1820, samt våtmarkernas betydelse för biologisk mångfald och människors välbefinnande i modern tid.

Eftersom uppsatsen skrivs som ett projekt i samverkan med Helsingborgs stad görs en geografisk avgränsning till våtmarker inom Helsingborgs kommungräns. Detta påverkar dock avståndsanalysen i delsyfte 3, eftersom närliggande våtmarker i grannkommuner exkluderas.

2. Bakgrund

2.1. Definition av begreppet våtmark

Till detta arbete har Löfroths våtmarksdefinition från 1991 använts. Den lyder som följer: *”Våtmarker är sådan mark där vatten under en stor del av året finns nära under, i eller över markytan, samt vegetationstäckta vattenområden. Minst 50 % av vegetationen bör vara hydrofil, d.v.s. fuktighetsälskande, för att man skall kunna kalla ett område för våtmark. Ett undantag är tidvis torrlagda bottenområden i sjöar, hav och vattendrag, de räknas som våtmarker trots att de saknar vegetation.”* (Löfroth 1991, s. 7).

Denna definition användes bland annat vid den nationella våtmarksinventering (VMI) som genomfördes i hela Sverige under åren 1981-2005 (Lindup 1994; Gunnarsson och Löfroth 2009). Definitionen förklarar klart och tydligt vad en våtmark är, och ger samtidigt utrymme för en mångfald av miljöer, som t.ex. mossar, kärr, sumpskog, fuktäng och marskland; alla med sin särpräglade flora och fauna. En kort beskrivning av dessa ges i stycke 2.2.

De anlagda våtmarkerna faller visserligen in under denna definition, då de i de flesta fall är vegetationstäckta med en hydrofil flora, men de ser oftast lite annorlunda ut än naturligt förekommande objekt. De tre typerna av anlagd våtmark i Helsingborg är dagvattendamm,

tvåstegsdike, och näringsfångande anlagd våtmark (Helsingborgs stad 2015). Dessa former beskrivs i stycke 2.3.

2.2. Naturligt förekommande våtmarker i södra Sverige

Nedan beskrivs några av de våtmarksformer som förekommer i de södra delarna av Sverige, och som finns eller har funnits i Helsingborgs kommun.

Kärr

Kärr är våtmarker som har förbindelse med mineralrikt bäck- eller källvatten, vilket påverkar hur artrik kärrets flora blir. Kärr med högt pH ($\text{pH} > 7$) kallas för rikkärr på grund av den rika floran; kärr med lågt pH ($\text{pH} < 6$) är motpol till rikkärren och kallas fattigkärr, eftersom de bara hyser ett fåtal växtarter. Kärrets grundvattennivå är oftast precis vid ytan, och hålls stabil året runt.

På grund av den syrefattiga miljön som uppstår i stående vatten ansamlas torv när växtdelar dör. Rikkärr, som har inflöde av mineralrikt vatten, kan hysa en väldigt artrik örtflora med t.ex. orkidéer, medan fattigkärrens flora består av ett fåtal arter. Kärr kan med tidens lopp utvecklas till mossar, om torvansamlingen blir stor nog att höja sig som en kupol. Kärret förlorar då sin kontakt med grundvattnet, och blir betydligt näringsfattigare. (National Wetlands Working Group 1997; Rydin och Jeglum 2013).

Mossar

En mosse domineras till ytan av vitmossa (*Sphagnum*), som tolererar näringsfattiga förhållanden. Med årens gång ansamlas vitmossan till torv på grund av långsam nedbrytning. Torven som utgör mossen är väldigt fattig på mineraler, vilket medför att floran i en mosse är helt unik. En anpassning till den näringsfattiga miljön syns t.ex. hos köttätande växter som får i sig mineraler genom att kemiskt bryta ner insekter (Löfroth 1991; National Wetlands Working Group 1997). Mossar som störs av t.ex. översvämning eller körning med tunga maskiner kan återgå till att vara kärr (Rydin och Jeglum 2013).

Ibland benämns såväl mossar och kärr som *myr*, vilket är ett utbrett samlingsbegrepp för våtmark som ackumulerar torv (Rydin och Jeglum 2013). Den ansamlade torven kan finnas kvar även om våtmarken har dikats ut, och därför kan jordmånen i ett område indikera att det tidigare har varit en våtmark. I det här arbetet används begreppet *myr* frekvent om våtmarker i den Skånska Rekognosceringskartan, då den saknar noggrannare preciseringar.

Sumpskog

Sumpskogar har, enligt definitionen som användes vid våtmarksinventeringen, ett krontäcke på minst 30 % (Gunnarsson och Löfroth 2009). Träden i fråga är ofta klibbal, glasbjörk eller sälg, som frodas i fuktiga miljöer (Löfroth 1991). Sumpskogen skiljer sig från myrar genom att inte ackumulera särskilt mycket organiskt material (Rydin och Jeglum 2013). Andra karaktärsdrag för sumpskog är kraftigt varierande vattenstånd, som ger upphov till temporära vattenpölar under våren (National Wetlands Working Group 1997). Vid stor nederbördsmängd eller snösmältning fördröjer sumpskogar flödet nedströms, eftersom vatten ansamlas i sänkor i sumpskogen. Vattnet

filtreras sedan sakta genom skogens jordar. På så sätt förbättras vattenkvaliteten nedströms, samtidigt som risken för översvämningar minskar (Whiteley och Irwin 1986). Dessa små vatten är dessutom kritiska livsmiljöer för många groddjur och insekter, vars yngel- och larvstadier kräver tillgång till färskvatten, men även kräftdjur, svampar och nematoder hittas i dessa temporärt vattenfyllda sänkor (Williams 2005). Figur A1 a samt A2 a-b i appendix visar två av Helsingborgs sumpskogar: Allerums respektive Kattarps mosse.

Fuktängar

Fuktängar (även *friskängar*) är mindre utbredda i Sverige idag än de var vid 1800-talets början. Detta beror dels på omfattande grundvattensänknings, och dels på att markhävden har upphört (Löfroth 1991). För 200 år sedan omgavs många åar av svämplan (se figur 10), som årligen lades under vatten, och på så sätt fick fuktängarna sin näring. Översvämningar förde med sig näringsrikt slam från vattnet, vilket resulterade i ängsmarker med god avkastning (Emanuelsson 1985). Ofta ansågs marken för värdefull för att djuren skulle få beta där, och istället bärgades här hö inför vintern (Sjöbeck 1973). Dessa ängar är, i den mån de hålls öppna, ett kulturarv som är beroende av mänsklig påverkan. Utan hävd genom mule eller lie växer fuktängarna igen med höga gräs, och på så sätt förloras värdefulla miljöer för flora och fågelliv (Sandström *et al.* 2015).

Marskland

Marskland förekommer vid havskusten, vilket särskiljer dem från ovan nämnda våtmarksformer. Dessa saltvattensvåtmarker är karakteristiska för flacka kuster, och vanligt förekommande i områden med tidvatten (Emanuelsson 1985). I Skåne, som inte är särskilt starkt påverkat av tidvatten, finns ett antal mindre marsklandsområden. Dessa har en särskild flora som är anpassad till den salta miljön. Marskland kan översköljas av vågor vid högvatten, och med vågorna kommer, förutom salter, biomassa från havet som ger näring till marsklandet. Ofta ses sjöfåglar söka föda i de skonor och tångvallar som stormar ger upphov till (Löfroth 1991). I figur A1 b i appendix visas Utvälinges marskland i norra delen av Helsingborgs kommun.

2.3. Anlagda våtmarker

Bland Helsingborgs anlagda våtmarker förekommer tre former: anlagd våtmark, dagvattendamm, och tvåstegsdike. Eftersom anlagda våtmarker skapas i olika syften och i olika miljöer ser de olika ut från fall till fall (Tonderski 2002; Hansson *et al.* 2005). I Helsingborgs kommun utformas kategorin *anlagd våtmark* främst för att minska näringsläckage från åkrar, och därigenom förbättra näringsstatusen i åar och hav.

Dagvattendammar fångar föroreningar från hårdgjorda ytor och fungerar därtill som utjämningsmagasin vid häftiga regn, och minskar på så sätt risken för översvämning (Helsingborgs stad 2015). *Tvästegsdiken*as primära syfte är att minska erosion längs vattendragens kanter, och på så sätt minska sedimentbelastningen nedströms (Helsingborgs stad 1996).

Anlagda våtmarker och dagvattendammar

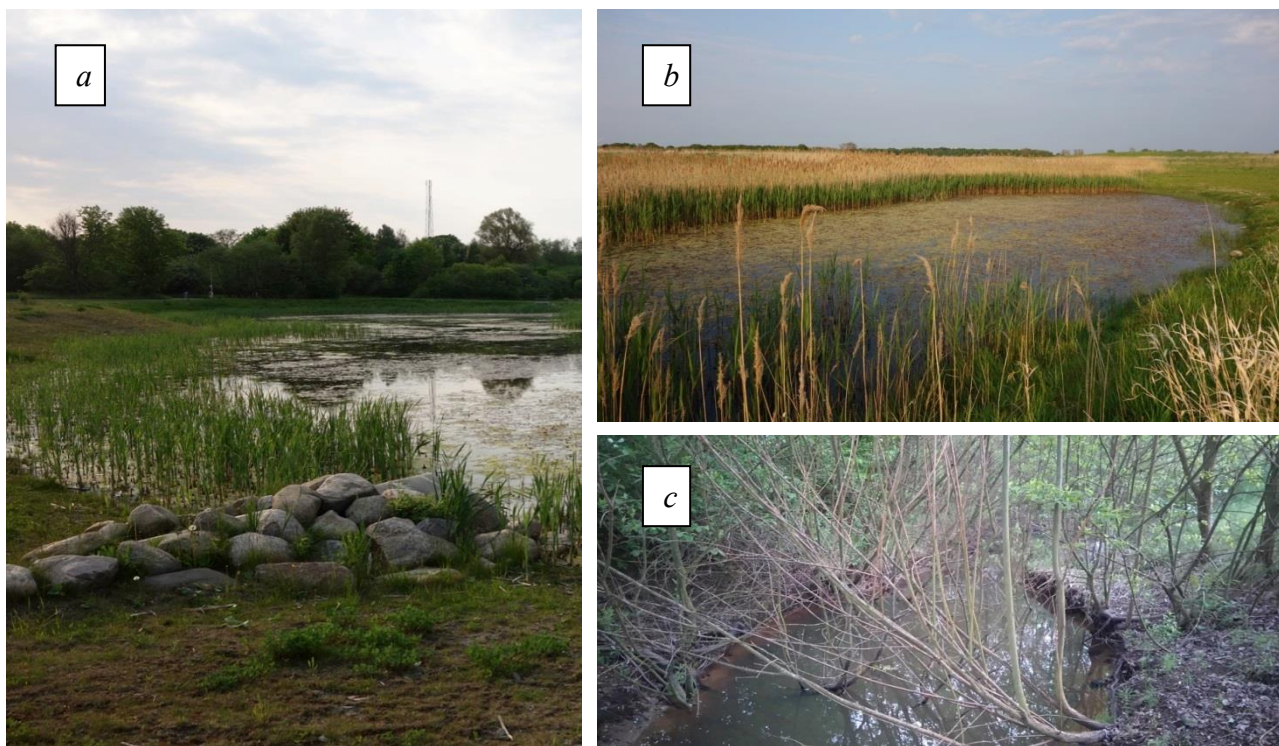
Anlagda våtmarker och dagvattendammar utformas på ett likartat sätt, och benämns i vissa fall i detta arbete därför som gruppen *dammar*. I dammarna samlas förorenat vatten för att renas från sediment och näringsämnen. För att vattenreningen ska vara så effektiv som möjligt utformas dessa våtmarker ofta som just öppna dammar (Svensson *et al.* 2004; Weisner *et al.* 2015).

I Helsingborg anläggs dessa dammar oftast genom schaktning, då dämning av vattendrag inte är aktuellt på de flacka åkrarna. Ytstorleken på schakten ligger mellan 0,1-3,1 hektar, med maxdjup på 0,5-3,5 meter (Helsingborgs stad 2015). I regel utformas våtmarksstränderna med en lutning på 20-30 % (Nihlén 2017, direkt kommunikation). Detta är en ganska brant lutning, men utformningen kan förklaras genom att grävarbetet utgör en stor kostnad i anläggningsarbetet. Att minska grävandet reducerar slutkostnaden för våtmarken betydligt, men minskar våtmarkens potential att rymma t.ex. andfåglar och groddjur (Feuerbach och Strand 2014). Vattenreningen fungerar dock lika väl med branta kanter (Tonderski *et al.* 2002).

De jordbruksnära anlagda våtmarkerna skapas i hårt näringsbelastade områden, primärt för att minska näringsinnehållet i genomströmmande vatten och därmed minska övergödningen (Naturvårdsverket 2007). Dagvattendammarna ska i första hand utjämna vattenflödet och minska risken för översvämning i stadsmiljön. Båda våtmarksformerna anläggs och utformas därtill i möjligaste mån för att gynna den biologiska mångfalden i staden (Helsingborgs stad 2015; Nihlén 2017, direkt kommunikation). Figur 1 a nedan visar en dagvattendamm; figur 1 b visar en anlagd våtmark.

Tvästegsdiken

Tvästegsdiken är i första hand utformade för att minska erosionen längs vattendrag. Därigenom minskar de sedimentmängden i vattendrag nedströms. Dessutom är de ett sätt att återskapa de våtmarksmiljöer som förr fanns längs vattendragen (Helsingborgs stad 2015). Tvästegsdikets form varierar något från fall till fall, men dikets vattenfåra omges i regel av ett minst två meter brett svämplan, som övergår i en flack (max 45°) sluttning upp mot åkermarken (Helsingborgs stad 1996). Sluttningarna och svämplanet bör vara bevuxna, eftersom växrötter bidrar till att binda jorden (Wynn och Mostaghimi 2006). Vid högvatten kan vattnet stiga upp längs slänterna via svämplanet, men under sommaren är vattenföringen normalt under svämplanets nivå (Tonderski 2002). Om tvästegsdiket inte rensas får det snabbt en tät vegetation, se närbild i figur 1 c nedan. I figur A1 c i appendix syns tvästegsdikets vegetation på längre avstånd.



Figur 1 a) Dagvattendamm i norra Kattarp. b) Horsahagen, en anlagd våtmark i Svedbergas åkerlandskap. Vid fotograferingstillfället var vattenståndet lågt. c) Tvåstegsdike i Gryntemölla, som har koloniserats av hydrofila trädarter. Foto: Clara Kjällman, maj 2017.

2.4. Vattenrening i anlagda och naturliga våtmarker

Våtmarker innebär hinder för strömmande vatten, vilket minskar flödets hastighet. Genom minskad framfart avtar vattnets förmåga att föra med sig näringsrika eller miljöskadliga partiklar från land uppströms och ut i havet. Därför anläggs våtmarker i Helsingborgs kommun i anslutning till såväl jordbruksmark som hårdgjorda ytor (Helsingborgs stad 2015).

Jordbruk är en stor källa till näring, som regionalt sett orsakar övergödning av vattendrag och hav, och därför har fokus riktats mot att minska dessa utsläpp (Naturvårdsverket 2007). Sedimentationsdammar är ett etablerat sätt att begränsa näringstillförseln från åkrar till hav och vattendrag (Svensson *et al.* 2004; Naturvårdsverket 2009).

Erfarenheter från sedimentationsdammar i jordbruksmiljö visar att dessa våtmarker kan binda 50-100 kg fosfor och 500-1000 kg kväve per hektar och år om de utformas och placeras väl (Svensson *et al.* 2004; Weisner *et al.* 2015). Våtmarkerna i södra Sverige har i regel en högre effekt än genomsnittet, eftersom näringsbelastningen är högre (Svensson *et al.* 2004). Mätdata från Slogstorp i Skåne visar avskiljning på 4 % kväve, och 30 % fosfor (Andersson *et al.* 2006), och Persson (2000) rapporterar att sedimentationsdammen Ormastorp S i Helsingborg reducerade 4-8 % av kvävebelastningen under 1998-99, och totalt 21 % av fosforbelastningen under 1999.

En damm avsedd för vattenrening bör vara utformad i två steg för sedimentationens skull. Detta är den primära avskiljningsprocessen för fosfor (Svensson *et al.* 2004). Våtmarken bör ha en del som är minst 1 m djup, där större jordpartiklar kan sedimentera så att fosfor avskiljs.

Djupdelen kan utgöra 20-30 % av bottenytan (Weisner *et al.* 2015). Resterande del bör utformas grundare, vilket gör att mindre partiklar sedimenterar fortare (Feuerbach och Strand 2014). Vattendjupet i den grunda delen ska vara mindre än 1 m, och botten bevuxen med t.ex. kaveldun eller bladvass, vars rötter hjälper till att binda sedimenten (Brix 1994). Våtmarksväxterna tar upp näring medan de växer, och lagrar på så sätt kväve och fosfor i sina vävnader, som sedan lagras i torv eller gytta när växterna dör (Brix 1997; Vymazal 2013).

Kväve kan, utöver växtupptag, lämna vattnet genom denitrifikation. Detta är namnet på den process som sker när denitrifikationsbakterier omvandlar nitrat till kvävgas. Även här har växterna stor betydelse, eftersom bakterierna fäster vid deras stjälkar med en s.k. biofilm (Brix 1997). När bakterierna konsumerar nitratkvävet lämnar kvävgas våtmarken, och blir en ofarlig del av vår atmosfär. Bakteriernas aktivitet regleras av temperaturen, och vid försök i Florida, U.S.A., med hög kvävebelastning och temperaturer mellan 6-20 °C har kvävereduktionen genom denitrifikation kunnat uppgå till 30 % (Kadlec 2005). I regel är mikrobiell denitrifikation de mest betydelsefulla processerna för att minska vattnets kvävehalt. Växternas kväveupptag är jämförelsevis lågt (Weisner *et al.* 2015).

Det bör understrykas att även naturligt förekommande våtmarker renar vatten genom samma mekanismer som de anlagda, även om mindre litteratur förekommer på området. De fysiska effekterna på flödet är dock desamma: vattnets hastighet minskas genom ökad friktion och bredare strömfåra, vilket minskar dess förmåga att föra med sig näringsämnen. Näringen – den del som inte konsumeras av denitrifikationsbakterier – binds istället till växtvävnad eller sediment, och ackumuleras med tiden i våtmarken. I beskrivna fall är verkningsgraden hos naturliga våtmarker lägre än i anlagda, eftersom tillförseln av näring i skogsbruksmiljö är relativt låg jämfört med jordbruks- eller tätortsmiljö (Nieminen *et al.* 2015).

Att reducera vattnets näringsinnehåll i en våtmark tar tid, och därför bör vattnets genomsnittliga uppehållstid i en anlagd våtmark vara minst 48 timmar (Brix 1997; Tonderski 2002; Weisner *et al.* 2015). Blir flödet för stort finns det risk att våtmarken blir en källa till näring, då sediment och växtdelar dras med av det strömmande vattnet (Kadlec 2005). Detta var troligen orsak till näringssuspensionen i den anlagda våtmarken i Ormatorp under år 1998, som var ett ovanligt nederbördsrikt år. I genomsnitt ökade vattnets fosforhalt med 4 % under 1998 (Persson 2000).

2.5. Flödesfördröjning i våtmarker

Våtmarkers flödesfördröjande egenskaper innebär att vattenföringen nedströms blir mer stabil. En våtmark kan därigenom minska risken för såväl översvämning som uttorkning i bäckar och åar (Hansson *et al.* 2005). En del våtmarker har även kontakt med omgivande grundvatten, och våtmarkernas grundvattennivå varierar då beroende på om det råder torka eller om det är fuktigt i markerna: När grundvattennivån sjunker i landskapet dras vatten från våtmarken för att utjämna detta, och om grundvattennivån stiger kommer även våtmarkens vattennivå att stiga (Rydin och Jeglum 2013).

Såväl naturliga som anlagda våtmarker har potential att fördröja höga flöden från kraftiga regn och snösmältning (Whiteley och Irwin 1986; Tonderski 2002), men effekten varierar stort

mellan olika våtmarkstyper. Den generella uppfattningen är att naturliga våtmarker fördröjer vattenflödet tiofaldigt jämfört med icke-våtmark (Whiteley och Irwin 1986), men funktionen är starkt beroende av föregående regn eller torka. I t.ex. myrar blir ytan kompakt vid torr väderlek, vilket bl.a. minskar avdunstningen, men när det regnar på denna yta är torvens förmåga att absorbera vatten begränsad (Schlotzhauer och Price 1999). Detta kan resultera i att vattnet blir stående ovan ytan, eller rinner av våtmarken utan att filtreras.

För att förhindra översvämning av anlagda våtmarker handlar det snarast om att bedöma hur höga flöden som kan uppstå vid häftigt regn eller snösmältning, och därefter dimensionera våtmarken så att kanterna – alternativt svämplanen – kan rymma dessa vattenmassor (Tonderski 2002).

2.6. Torvbildning och -oxidation

Genom den syrefattiga miljö som uppstår när vatten står stilla i en våtmark blir nedbrytningen av organiskt material långsammare än i atmosfären. Detta medför att våtmarker ackumulerar organiskt material. Beroende på vilken våtmarkstyp det rör sig om sker detta i hastighet och olika utsträckning. Mest torv samlas i vårt klimat i mossar och kärr – *myrar* (Rydin och Jeglum 2013). Myrars torvbildande funktion är viktig för att binda koldioxid, och globalt lagrar myrmark en mängd kol motsvarande den som finns i dagens atmosfär (Dawson *et al.* 2010).

Torv ackumuleras oerhört sakta: en datering från ett kärr på Kullaberg i Höganäs kommun visar att en knapp meters tjocklek kan ta tusentals år på sig att anrikas (Skog och Regnéll 2016). Efter dränering oxideras torven däremot snabbt eftersom den kommer i kontakt med atmosfärens syre (Leifeld *et al.* 2011). När oxidation sker, lämnar det lagrade kolet myrmarken i form av koldioxid. På så sätt kan torvtjockleken minskas med uppemot 10 cm per år (Schlotzhauer och Price 1999). Utöver oxidationen minskar myrens höjd också i och med själva grundvattensänkningen. Följden av denna blir att myrens yta sjunker till ett nytt jämviktsläge där den återigen stöds av grundvattnet (Dawson *et al.* 2010).

När en myrmark brukas med plog förändras torvens struktur på ett oåterkalleligt sätt, samtidigt som oxidationstakten ökar ytterligare eftersom torvmaterialet sönderdelas och exponeras för mer syre (Leifeld *et al.* 2011). Myrens hydrologi påverkas också av dikningen, på ett sätt liknande det som sker vid torka, eftersom en kompaktare struktur i torvens profil får till följd att mindre vatten kan lagras, vilket minskar myrens flödesutjämnande förmåga (Johansson 1993; Schlotzhauer och Price 1999).

2.7. Våtmarkers betydelse för djur och växter

Våtmarker är viktiga levnadsmiljöer för ett stort antal djur och växter, och bidrar på så sätt till att bevara den biologiska mångfalden. I Skåne har 231 rödlistade arter våtmark som sin enda livsmiljö, och nationellt sett är 811 av de rödlistade växt- och djurarterna knutna till våtmarker (ArtDatabanken 2015). Utöver de djurarter som är beroende av våtmarker för hela eller delar av sin livscykel, är det vanligt att andra däggdjur, fåglar och insekter nyttjar våtmarker för att söka vatten och föda (Sandström *et al.* 2015).

Landskapets våtmarker är en slags mosaik i naturen, med fast mark insprängd mellan de fuktrika miljöerna. För de djur och växter som är anpassade till liv i våtmarker blir påverkan stor om förändrad markanvändning leder till ökat avstånd mellan våtmarkerna (Gibbs 2000). Om det är för långt mellan våtmarkerna får djur och växter svårigheter med att sprida sig mellan olika områden, vilket ökar populationernas sensitivitet för miljöförändringar och annan yttre påverkan (Hanski och Gilpin 1997). Med ökande avstånd minskar genutbytet mellan djurpopulationer, vilket kan resultera i sämre fortplantningsförmåga och t.ex. minskad rommassa i grodägg. På sikt leder detta till större risk för lokal utrotning (Hanski och Gilpin 1997).

För att en anlagd våtmark ska ge goda förutsättningar för biologisk mångfald bör den vara grundare än 1 meter, större än en hektar och ha flacka sluttningar som underlättar förflyttning i och ur våtmarken, samt fungerar som grogrund för växter (Hansson *et al.* 2005). Ett riktmärke är en lutning på 1:8, d.v.s. 12-13 % (Feuerbach och Strand 2014). Denna form gynnar enligt Hansson *et al.* (2005) främst vattenlevande fåglar och vattenväxter, men även övriga fåglar, fladdermöss och landlevande djur drar nytta av de våtmarker som finns i landskapet (Gunnarsson och Löfroth 2009). Det kan således konstateras att Helsingborgs anlagda våtmarker har brantare stränder än rekommendationen, vilket betyder att de kanske inte är optimalt utformade för att stödja den biologiska mångfalden.

Ett positivt samband mellan våtmarkens storlek och antal arter har påvisats av Findlay och Houlihan (1997), som studerade naturligt förekommande våtmarker i storleksordningen 13-1500 hektar. I starkt påverkade landskap menar Gibbs (2000) att våtmarker med en area på 0,4 hektar är skyddsvärda och viktiga för lokala djurpopulationer, och i avsikt att förbättra möjligheterna för våtmarksbundna arter att sprida sig har troligtvis alla våtmarksområden ett värde för växter och djur.

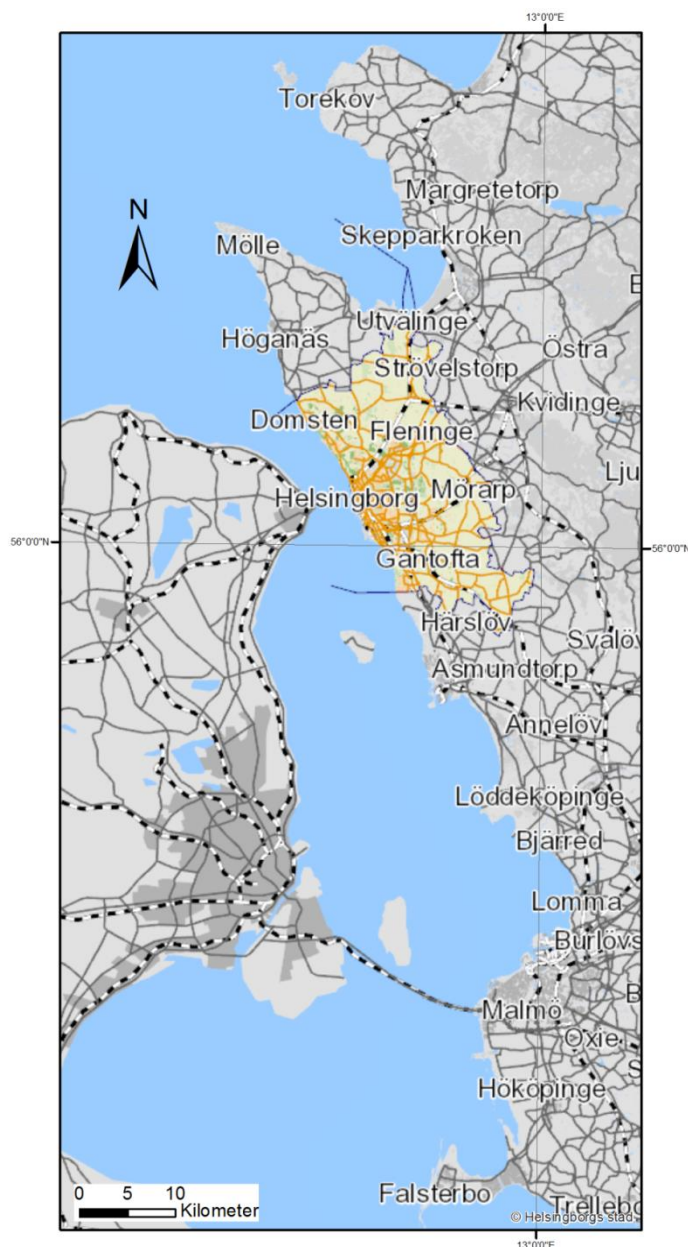
Våtmarkers omgivning har betydelse för deras värde för djurlivet, och skogsmiljö i våtmarkens närhet ökar chansen för att djur ska kunna söka sig dit för att leta föda. Asfalterade vägar minskar å andra sidan förekomsten av djurarter (Findlay och Houlihan 1997). Därmed är det dock inte självklart att en våtmark i landskap som saknar skog är mindre värdefull – den är kanske ett vattenhål för det lokala djurlivet, samtidigt som den stödjer en flora som skiljer sig från omgivningen.

Helsingborgs våtmarker rensas vid behov från sediment, men sköts i övrigt sparsamt. Avsikten är att de ska åldras på ett naturligt sätt, och på så vis smälta in i landskapet (Nihlén 2017, direkt kommunikation). Forskning i Ohio, USA visar att anlagda våtmarker kan etablera sig fort genom s.k. självdesign (eng. *self design*). På femton år fick en nyanlagd våtmark, utan något planteringsarbete, en flora med över 90 växtarter (varav över 50 våtmarksarter), inklusive en omgivande sumpskogsriddå (Mitsch *et al.* 2012).

2.8. Våtmarkers rekreativvärde

Våtmarksmiljöer utnyttjas även i viss utsträckning av människor, och anlagda våtmarker har i flera fall blivit populära vandringsstråk för boende i närområdet (Länsstyrelsen i Skåne län 2007). Sådana kulturella ekosystemtjänster är viktiga att ta hänsyn till, eftersom stadsmiljön blir hälsosammare om naturelement blandas in (Pedersen *et al.* 2017).

I Helsingborgs kommun har t.ex. Rydebäcks restaurerade våtmark utformats med tanke på dess rekreativsvärden, och promenadstråk har anlagts runtom för att öka tillgängligheten. Även dagvattendammarna i Mariastaden har anlagts med dessa hänsyn, och är enligt intervjuer och enkäter av Pedersen *et al.* (2017) ett uppskattat inslag hos de närboende (Helsingborgs stad 2015). Bland de naturliga våtmarksområdena i Helsingborgs stad är både Utvälinges marskland och Örby ängar trevliga platser för rekreation och motion. Marskland i Utvälinge syns i bild A1 b i appendix. I Helsingborgs Grönstrukturprogram planeras dessutom våtmarksanläggning med intilliggande rekreativstråk bl.a. mellan Påarp och Bårslöv och i Östra Ramlösa (Helsingborgs stad 2014 b), vilket ökar närheten och tillgängligheten till grönområden i kommunen.



Figur 2. Översiktskarta över Helsingborgs kommun (kommunens utbredning är markerad med färg). Informationen är hämtad från Helsingborgs öppna databank. © Helsingborgs stad.

3. Metod och material

3.1. Områdesbeskrivning

Helsingborg är en kuststad i nordvästra Skåne (se figur 2). Kommunen har 140 000 invånare, vilket gör den till Skånes näst största, och Sveriges åttonde största. Befolkningstätheten är drygt 400 invånare/km², och kommunens area är ca 34 400 hektar (SCB 2017).

Helsingborgs klimat är ett mildt kustklimat med en årsmedeltemperatur på 8,3 °C under åren 1961-90. Lägst temperatur uppmäts i regel i februari med 0,1°C, och den varmaste månaden är juli, då dygnsmedeltemperaturen når 16,7 °C. Nederbörden är som lägst i februari-maj med 30-45 mm/månad, och högre under augusti-december med omkring 60-70 mm per månad. Totalt låg nederbördsmängden omkring 670 mm/år i perioden 1961-90 (SMHI 2009).

Helsingborgs kommun består idag till stor del av jordbruksmark – mellan 65-70 %. Bebyggelse och asfaltsvägar täcker 17 % av kommunen med hårdgjord yta (Lantmäteriet 2014; SCB 2017).

Hydrologiskt sett delas staden i två huvudavrinningsområden, varav Råån har sitt utlopp i Helsingborgs kommun. Skavebäcken och Hasslarpsån är biflöden till Vege å, som

mynnar i Skälderviken i Ängelholms kommun (Helsingborgs öppna data 2017). Då Helsingborgs kommun i princip saknar sjöar har avrinnande vatten från åkrar och hårdgjorda ytor få naturliga uppehåll innan det når Öresund, vilket innebär att näringsbelastningen på havet kan bli hög (Länsstyrelsen i Skåne län 2007).

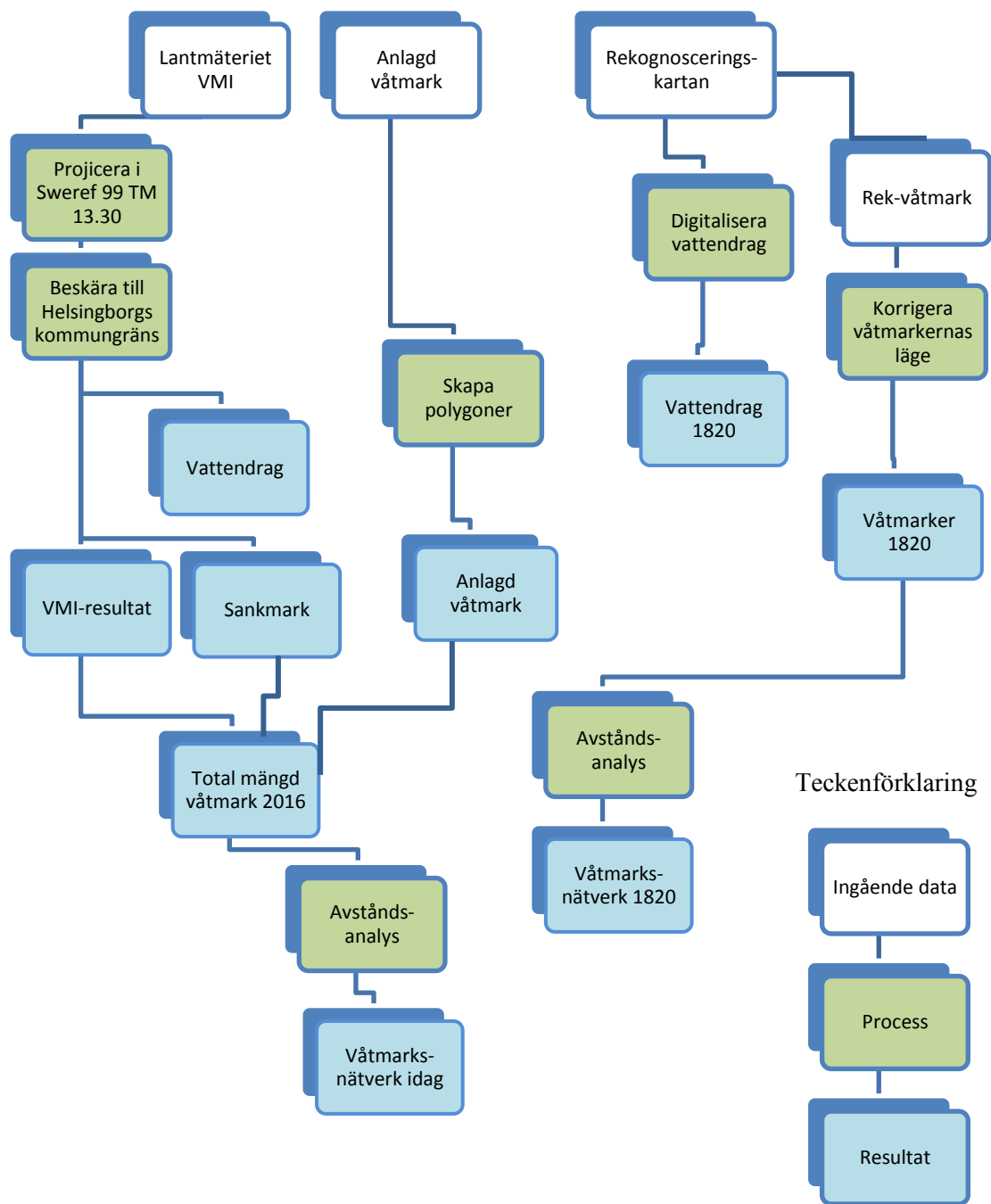
3.2. Kartor och texter

Den Skånska Rekognosceringskartan från 1812-20 har använts för att sammanställa dåtidens våtmarker och vattendrag i Helsingborgs kommun. Den moderna utbredningen av våtmarker har sammanställts med geografiska data från Lantmäteriet, Sveriges geologiska undersökning, Länsstyrelsen i Skåne län och Helsingborgs stad. Se tabell A1 i appendix för utgivningsår.

Statens miljömål om *Myllrande våtmarker* har legat till grund för arbetets inriktning och frågeformulering (Naturvårdsverket 2005). Vid arbetet med att beskriva våtmarkernas historiska betydelse och människans påverkan på kulturlandskapet har främst Sjöbeck (1973) och Emanuelsson (1985) använts. Lindups våtmarksinventering (1994), samt den nationella våtmarksinventeringen (Gunnarsson och Löfroth 2009) har gett uppslag och värdefull information till arbetet. Pedersen *et al.* (2017) har legat till grund för att diskutera våtmarkernas nytta som rekreativmiljö.

3.3. Flödesschema och databehandling

Nedan visas en översikt av databehandlingsprocessen i detta arbete. De data som visas i flödesschemat i figur 3 är den Skånska Rekognosceringskartan från 1820, georefererad av Andersson (2010); markdatainformation hämtad från Lantmäteriets Terrängkarta (Lantmäteriet 2014); resultatet av länsstyrelsens våtmarksinventering, VMI (Lindup 1994). Från Andersson har också erhållits samt ett 70-tal anlagda våtmarker i Helsingborgs stad (Andersson 2015), och tidigare digitaliseringsarbete med Skånska Rekognosceringskartan (Andersson 2010; Länsstyrelsen i Skåne län 2010). En fullständig lista över geografiska data med respektive utgivningsår finns i tabell A1 i appendix.



Figur 3. Flödesschema som visar ingående datalager, utförda processer och resultat av dessa.

Enligt flödesschemat i figur 3 ovan har kartor skapats och analyserats i GIS-programmet ArcMap, version 10.3.1 (© ESRI. Redlands, USA. 2015). Presentationen av våtmarkernas utbredning i resultatdelen baseras på visuella och matematiska jämförelser, som gjorts efter att kartorna har projicerats i samma lokala projektion (Sweref 99 TM 13 30). I GIS-programmet

gjordes beräkningar av våtmarkernas areor år 1820 respektive 2016. Avståndet från våtmarkens ytterkant till närmast intilliggande våtmark beräknades också i GIS, och användes sedan för att åskådliggöra våtmarkernas fördelning i kommunen. Microsoft Excel 2010 har använts för att skapa diagrammen i figur 8-9 och uppsatsens tabeller har (© Microsoft. Redmond, USA. 2010).

Kartorna över 1820 års våtmarker, som erhöles från Helsingborgs stad och Skånes länsstyrelse, har justerats manuellt ("klicka-och-dra") för att öka lägesöverensstämmelsen med den georefererade Rekognosceringskartan. Våtmarkerna klassificerades därefter enligt Emanuelsson och Bergendorff (1983), och en handfull våtmarksområden lades till den ursprungliga kartläggningen, för att öka detaljnivån.

Till 2016 års våtmarkskartläggning skapades polygoner kring anlagda våtmarker baserat på ett ortofoto från år 2016. Våtmarkernas utbredning bedömdes från ett foto med bandvidder i de synliga spektra (RGB), och avgränsningen gjordes enligt Löfroths våtmarksdefinition (Löfroth 1991, s. 7). De anlagda våtmarkernas läge indikerades av Helsingborg stads punktlager (Andersson 2015). Data om våtmarkers utbredning som erhöles från Lantmäteriet och Länsstyrelsen i Skåne län har inte korrigerats, utan används i sin ursprungliga form. Detta påverkar kartläggningens noggrannhet, se nedan i figur 5.

De tre ovan nämnda kartläggningarna fogades samman till ett gemensamt kartlager som representerar 2016 års våtmarksutbredning. Överlappande områden korrigerades i de fall de uppkom, så att sammanställningen av våtmarkernas utbredning kunde beräknas. Liksom i Rekognosceringskartan har våtmarkerna klassificerats, för att kunna jämföra våtmarkstypernas respektive förekomst 1820 och 2016. Förekommande typer generaliserades till *myr*, *sumpskog*, *marskland*, *fuktäng*, *tvåstegsdike* och *anlagd våtmark*. För att göra denna klassificering användes metadata från länsstyrelsen, Lantmäteriet och Helsingborgs stad.

Genom att lägga samman kartlagren av 1820 och 2016 års våtmarker med SGU:s kartläggning av torvjordar (SGU 2014) kunde en enklare analys av noggrannheten i 1820 års karta utföras. Torvjordarna ansågs vara en lämplig indikator för förekomsten av våtmarker, eftersom denna jordmån endast bildas i våtmarksmiljöer (Rydin och Jeglum 2013).

Slutligen erhöles muntliga uppgifter om våtmarksområden som inte finns med i kartläggningen av Lantmäteriet och länsstyrelsen. De utgör därför en separat kategori i resultatredovisningen. Klassificeringen av dessa områden är gjord manuellt utifrån 2016 års ortofoto, och muntliga uppgifter från Narvelo och Nihlén (2017, direkt kommunikation).

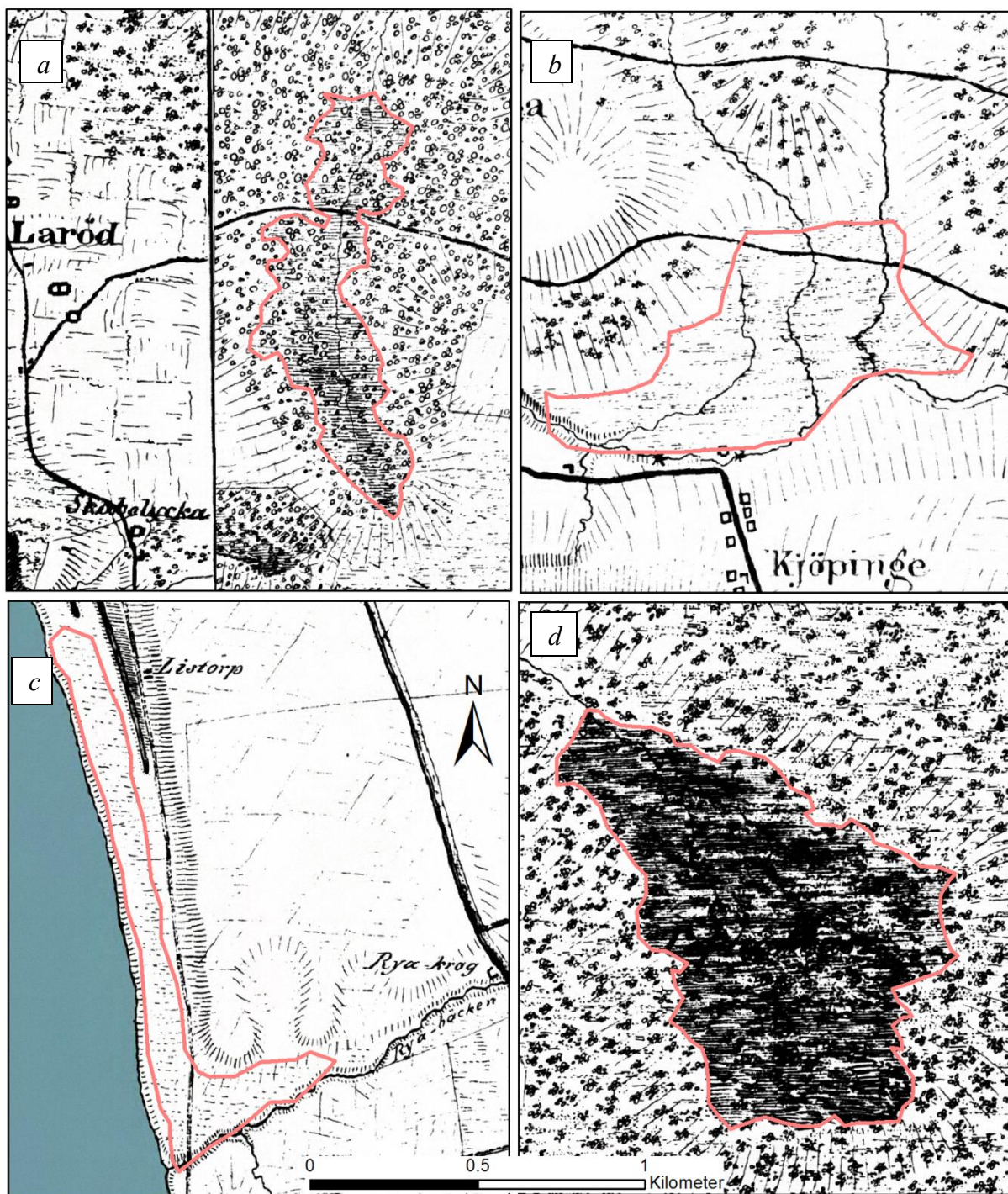
3.4. Om arbetet med Rekognosceringskartan

Den Skånska Rekognosceringskartan, som användes för att undersöka hur Helsingborgs våtmarksdistribution såg ut innan omfattande dikningsföretag vidtogs, är en militärkarta som har ritats av den svenska Fältmättningsbrigaden. Skåne karterades i skala 1:20 000 under åren 1812-1820 (Ottoson och Sandberg 2001). Kartans noggrannhet gällande markframkomlighet och vattendrag gör den lämplig att använda vid beskrivning av Skånes landskapsbild vid denna tid (Lewan 1982).

Trots att det är framkomlighet som har karterats, snarare än våtmarkstyper, går det att göra kvalificerade gissningar om vilka våtmarker som syns på kartan, och därigenom klassificera

dessa (Emanuelsson och Bergendorff 1983). Nedan i figur 4 a-d syns några exempel på våtmarker från Rekognosceringskartan, och hur de har klassificerats. I figur 4 a syns också gränsen mellan två kartblad, där det tydligt framgår att kartans upphovsmän har varit inkonsekventa i användningen av kartmarkeringar och tecken. Såväl skog som åkrar skiljer sig betydligt mellan bildens högra och vänstra del. Dessutom är vägen som går tvärs över kartbladen är förskjuten drygt 100 meter, medan skogsbrynet är förskjutet omkring 300 meter åt motsatt håll. Dessa skillnader är inte särskilt överraskande, eftersom kartan har utförts i etapper av ett antal olika kartritare (Ottoson och Sandberg 2001).

Genom att använda ett GIS-program till att georeferera och rektifiera papperskartor är det möjligt att skapa en lättgriplig överblick över landskapets förändring (Jansson 2007). Papperskartor kan passas in i önskat referenssystem med hjälp av passpunkter i båda kartbilderna. Dessa kan vara t.ex. kyrkor, äldre byggnader och fornlämningar, vars position finns indikerad i båda kartbladen. Via dessa gemensamma punkter kan papperskartan justeras så att den stämmer överens med det referenssystem som används för nutida data. För att få god lägesnoggrannhet och överensstämmelse mellan kartorna kan den gamla kartan behöva modifieras med en matematisk transformation. För papperskartor krävs ofta en polynomtransformation (s.k. gummidukstransformation), som tillåter förändringar i flera riktningar, eftersom pappersfibrerna kan ha påverkats av fukt och torka, som förändrar strukturen (Harrie 2013). Till detta arbete har jag fått använda en version av den Skånska Rekognosceringskartan som har georefererats i syfte att kartlägga Helsingborgs historiska vatten och våtmarksområden (se tabell A1 i appendix). Vilken transformation som har använts i detta fall är okänt, och dess medelfel har inte bedömts kvantitativt (Andersson 2017, direkt kommunikation), men noggrannheten diskuteras kvalitativt med bakgrund av dess överensstämmelse med SGU:s torvkartering (SGU 2014).



Figur 4. Exempel på våtmarker i den Skånska Rekognosceringskartan. a) Sumpskog nära Laröd. I bilden syns även skarv mellan två kartblad; notera hur de skiljer sig åt. b) Fuktäng mellan Västra och Östra Ramlösa. c) Marskland vid Öresund, som i söder avgränsas av Ryabäcken. d) Myrmark nära Döshult. Objektens yttre gräns är markerad med heldragen röd linje.

3.5. Bildtolkning av våtmarker på ortofoto

Från Helsingborgs stad erhöles ett punktlager som markerar var våtmarker har anlagts i perioden 1991-2015. Baserat på denna information och ett ortofoto från april 2016 har jag skapat polygoner kring anlagda våtmarker, dagvattendammar och tvåstegsdiken, där såväl vattenspegel som omgivande hydrofil vegetation har inkluderats. Figur 5 a-d nedan visar exempel på anlagda och naturliga våtmarker från detta ortofoto.



Figur 5. Exempel på våtmarker i Helsingborgs kommun idag. a) Dagvattendamm i Mariastaden. b) Två anlagda våtmarker i åkerlandskap vid Svedberga, varav den södra även syns i figur 1 b. c) Kattarps mosse, en naturligt förekommande våtmark kartlagd vid VMI. d) Tvåstegsdike vid Gryntemölla. Ett ortofoto taget i april 2016 utgör bakgrund, se tabell A1.

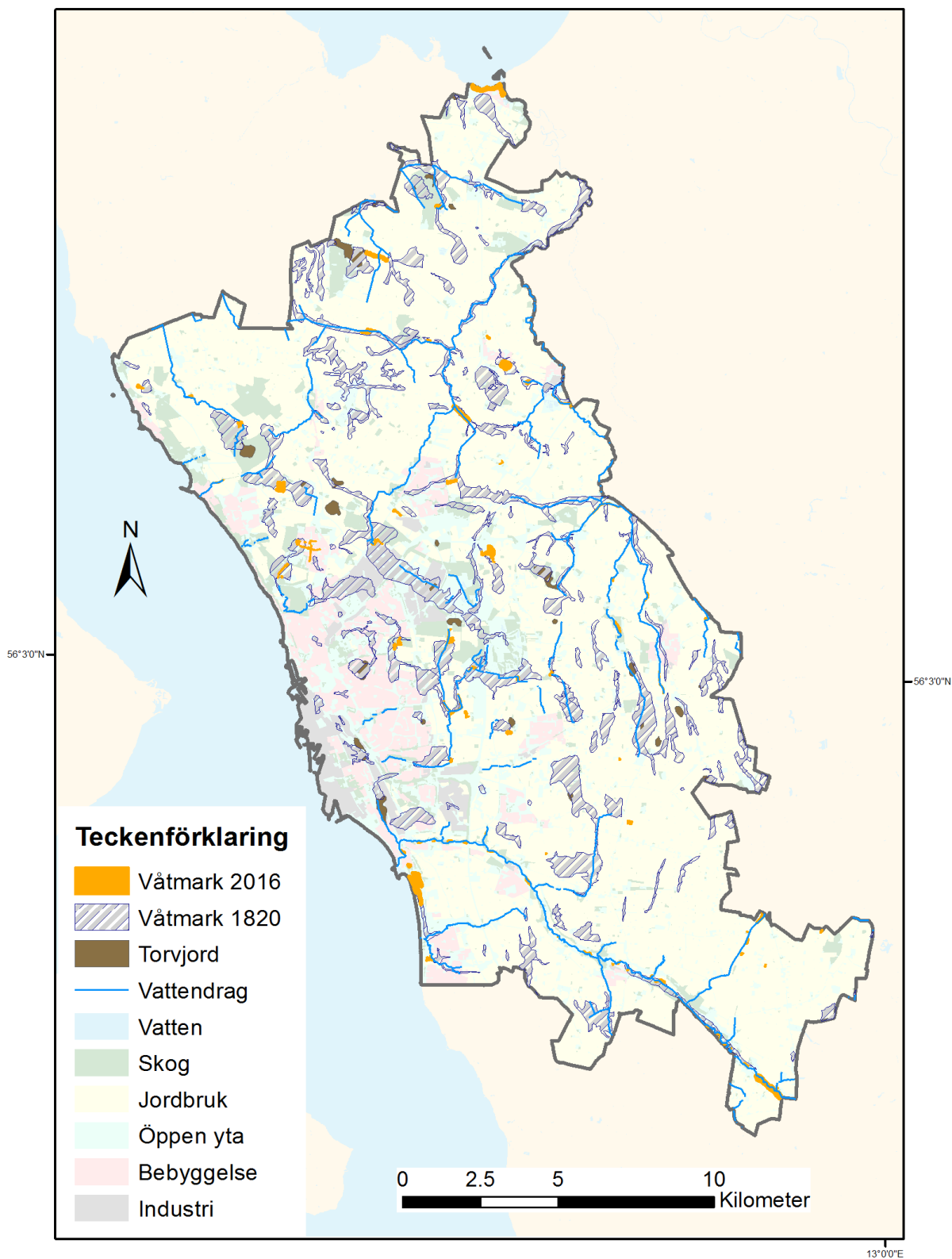
Det bör påpekas att våtmarkens gräns i figur 5 a, b och d representerar min uppskattning av var den anlagda våtmarken börjar och slutar i ortofotot, men att arean inte är en absolut sanning. Det är också möjligt att denna gräns förändras med tid, vartefter våtmarken försumpar sin omgivning, eller växer igen (Rydin och Jeglum 2013). Våtmarkens utbredning i figur 5 c är hämtad från länsstyrelsens våtmarksinventering (Lindup 1994), och har inte korrigerats. Våtmarksområdet genomskärs av en järnväg, och ett stort ängsområde inkluderas inom våtmarkens avgränsning. Detta belyser de dissonanser som uppstår när kartläggningar görs i olika skala och sedan sammanfogas, och understryker att resulterade areor är en fingervisning, då de ingående materialen har olika noggrannhet. En mätning i fält, eller en ny klassificering genom fjärranalys (se t.ex. Boresjö Bronge 2006) skulle kunna ge andra siffror om våtmarkernas utbredning idag.

4. Resultat

4.1. Visuell jämförelse mellan våtmarker 1820 och 2016

Mängden våtmark som har uppskattats från den Skånska Rekognosceringskartan var 3850 hektar, vilket motsvarar drygt 11 % av Helsingborg kommuns totala area. År 2016 var den totala kartlagda arean 115 hektar, vilket motsvarar knappt 3 % av 1820-talets våtmarker, eller 0,3 % av kommunens totala markareal.

Figur 6 på följande sida visar våtmarkernas utbredning i kommunen år 1820 och 2016. Bäckar och åar i kommunen visas i figur 6 och 11 (2016 års nätverk), samt 10 (1820 års nätverk). Vattendragens totala längd var 372 kilometer år 1820, och 168 kilometer 2016, vilket är en minskning på ca 55 %. Större vattendrag som Råån och Hasslarpsån är relativt oförändrade, medan mindre vattendrag har rätats ut och förändrats i större utsträckning.



Figur 6. Våtmarker i Helsingborgs kommun år 1820 och 2016. Kartan visar att våtmarkernas areella utbredning har minskat kraftigt. Trots detta ligger våtmarkerna fördelade över hela kommunen, i de flesta fall längs vattendrag. I kartan syns även dagens markanvändning, som indikerar att mycket av de ursprungliga våtmarkerna är jordbruksmark idag. Torvjordarna som syns i kartan är en indikator på att detta område har varit våtmark, men överensstämmelsen med våtmarksytorna förr och nu är inte exakt.

4.2. Kvantitativ skillnad mellan våtmarkernas förekomst 1820 och 2016

I tabell 1 nedan visas vilka våtmarksformer som har ökat och minskat från 1820-2016, samt den totala arean för de båda åren.

Tabell 1. Våtmarkernas fördelning i areal och andel 1820 respektive 2016. Data är sammanställda från Rekognosceringskartan, länsstyrelsens våtmarksinventering (VMI), Lantmäteriet och Helsingborgs stad (se tabell A1).

Våtmarksform	Area 1820 (ha)	Andel 1820	Area 2016 (ha)	Andel 2016
Damm	i.u.	i.u.	55	48 %
Myr	1910	50 %	saknas	saknas
Sumpskog	1020	26 %	13.5	11 %
Marskland	25	1 %	18	15 %
Fuktäng	895	23 %	17	14 %
Tvästegsdike	saknas	saknas	11	10 %
Totalt	3850	100 %	115	100 %

Den totala våtmarksarean 2016 är endast 3 % av vad den var 1820. Myrmark saknas i 2016 års kartläggning, och mängden sumpskog är 1 % av vad den var för 200 år sedan. Fuktängarnas utbredning är knappt 2 % av den ursprungliga. Två nya klasser har tillkommit år 2016: damm och tvästegsdike. Dammar fanns visserligen i landskapet även 1820, men har inte kartlagts i detta arbete. En uppskattning har gjorts om att 1 % av Skånes totala markyta var sjöar år 1820 (Emanuelsson 1985), och idag är ungefär 0,4 % av Helsingborgs kommun öppen vattenyta (Lantmäteriet 2014).

4.3. Area och avstånd mellan våtmarker 1820 och 2016

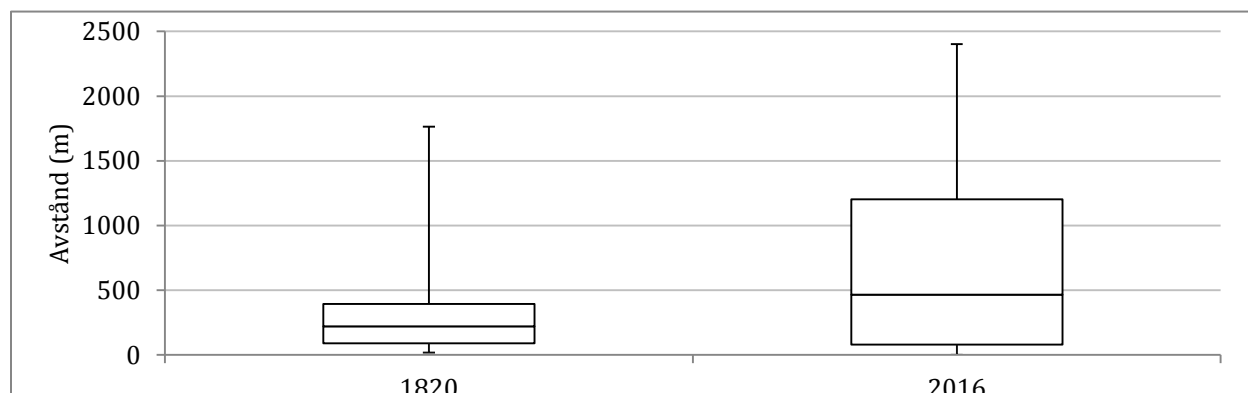
Figur 7 och 8 a-b nedan visar hur avstånden mellan våtmarksobjekten har ökat, samtidigt som deras storlek har minskat. Totalt sett finns 131 separata våtmarksområden år 1820, och 83 stycken år 2016.

I figur 7 syns hur avstånden fördelar sig, vilket visar på en förskjutning mot större avstånd år 2016. Medianavståndet för våtmarkerna 1820 var 220 m, och 2016 hade detta avstånd mer än fördubblats till 466 m. I 2016 års kartläggning tangerar ytorna av två tvästegsdiken, varför minimiavståndet för 2016 är 0 m.

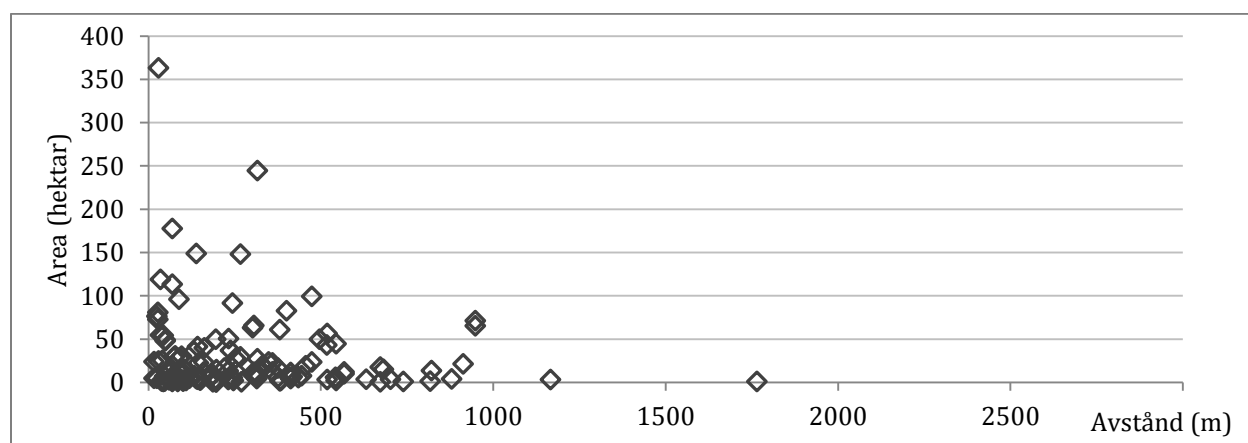
I lådagrammet för 2016 i figur 7, och i figur 8 b exkluderas marsklandet vid Skälderviken, i Helsingborgs nordligaste del. Denna våtmark ligger 3900 meter ifrån närmaste granne i Helsingborgs kommun, men har nära till våtmarksområden vid Vegeås utlopp i Ängelholms kommun. Att inkludera värdet hade därför varit missvisande.

I figur 8 a-b syns både våtmarkernas individuella storlek och hur långt det är till närmast intilliggande våtmark. Ju mer fördelningen i figur 8 förskjuts nedåt och åt höger, desto mindre och mer isolerad är varje enskild våtmark. Det största våtmarksobjektet 1820 var drygt 25 gånger

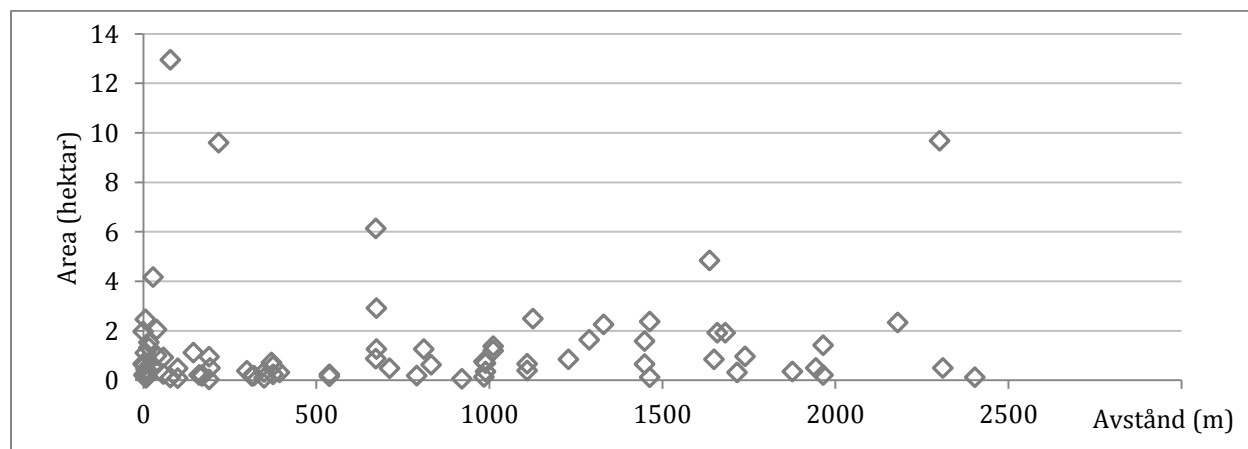
större än dagens största, med 330 respektive 13 hektar. Genomsnittsobjektet från år 2016 är 1,4 hektar, att jämföra med 1820 års 29,4 hektar.



Figur 7. Lådagrammen ovan visar hur avståndsfördelningen såg ut 1820, och 2016. Avståndet anges på y-axeln, i meter. Medianavstånd 1820 var 220 meter; år 2016 ligger det på 466 meter.



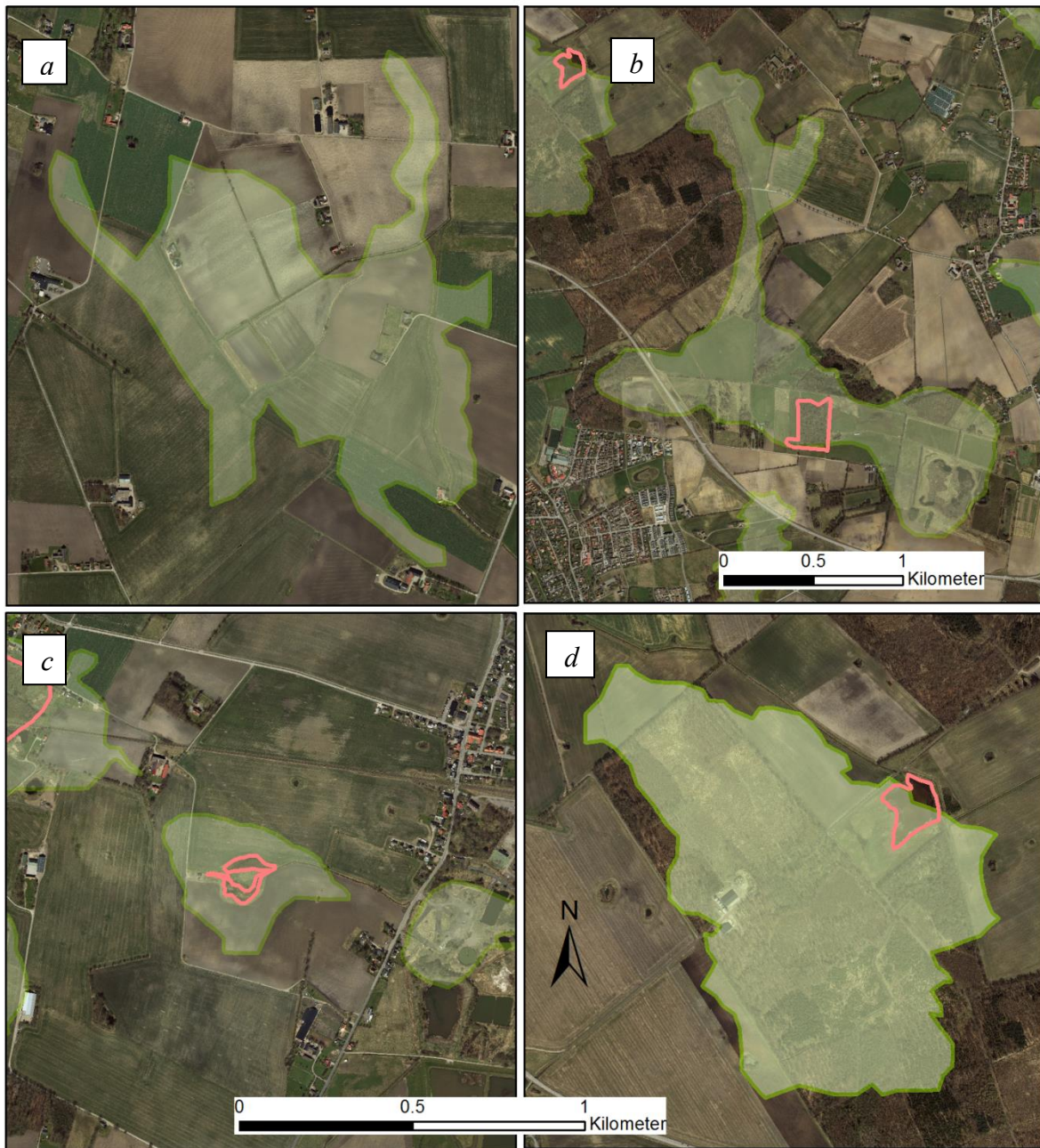
Figur 8 a. Fördelning av våtmarkernas area, och avstånd mellan dessa i Helsingborgs kommun år 1820.



Figur 8 b. Fördelning av våtmarkernas area, och avstånd mellan dessa i Helsingborgs kommun år 2016. Notera att skalan på y-axeln skiljer sig markant mellan figur a och b.

4.4. Visualisering av historiska och nutida våtmarker på ortofoto

I figur 9 nedan syns hur fyra historiska våtmarksområden från Rekognosceringskartan såg ut på ett ortofoto taget i april 2016.



Figur 9. Jämförelse mellan våtmarkernas utbredning år 1820 (grön yta), 2016 (röd linje), samt 2016 års markanvändning. Notera att skalan i figur b skiljer sig från de övriga.

a) en tidigare våtmark söder om Råån. b) Allerums mosse år 1820 och 2016. c) anlagd våtmark i åkerlandskap i Kattarp. d) Anlagd våtmark vid Kulla Gunnarstorp.

I figur 9 synliggörs hur flera historiska våtmarksområden har minskat till förmån för dagens åkermark (9 a - c). Figur 9 a visar hur ett fuktängsområde har ersatts av åkrar. Utav Allerums

mosse i figur 9 b återstår idag bara en bråkdel. ”Mossen” är i själva verket en sumpskog (se figur A1 a i appendix), och indikeras som sumpskog också i den Skånska Rekognosceringskartan. I figur 9 c och d har en anlagd våtmark skapats i ett historiskt våtmarksområde, som idag är hårt näringsbelastat av omgivande åkermark.

4.5. Båtnadsområden och torvbrytning i Helsingborgs kommun

I figur 10 på följande sida syns de områden som har avvattnats under åren 1880-2004. Dessa har sammanställts av Lantmäteriet (se tabell A1 i appendix). De avvattnade s.k. båtnadsområdena omfattar totalt sett 22 % av Helsingborgs markyta, och överlappar bara delvis våtmarkerna i Rekognosceringskartan, som också syns i kartan.

Båtnadsarbeten utfördes för att förbättra jordarnas odlingsvärde, men det betyder inte nödvändigtvis att marken var en våtmark innan dräneringen skedde (Emanuelsson 1985). Dräneringsarbetet kan också ha påverkat våtmarker som ligger utom det direkta område som dikas ut, men som har hydrologisk förbindelse med det utdikade området.

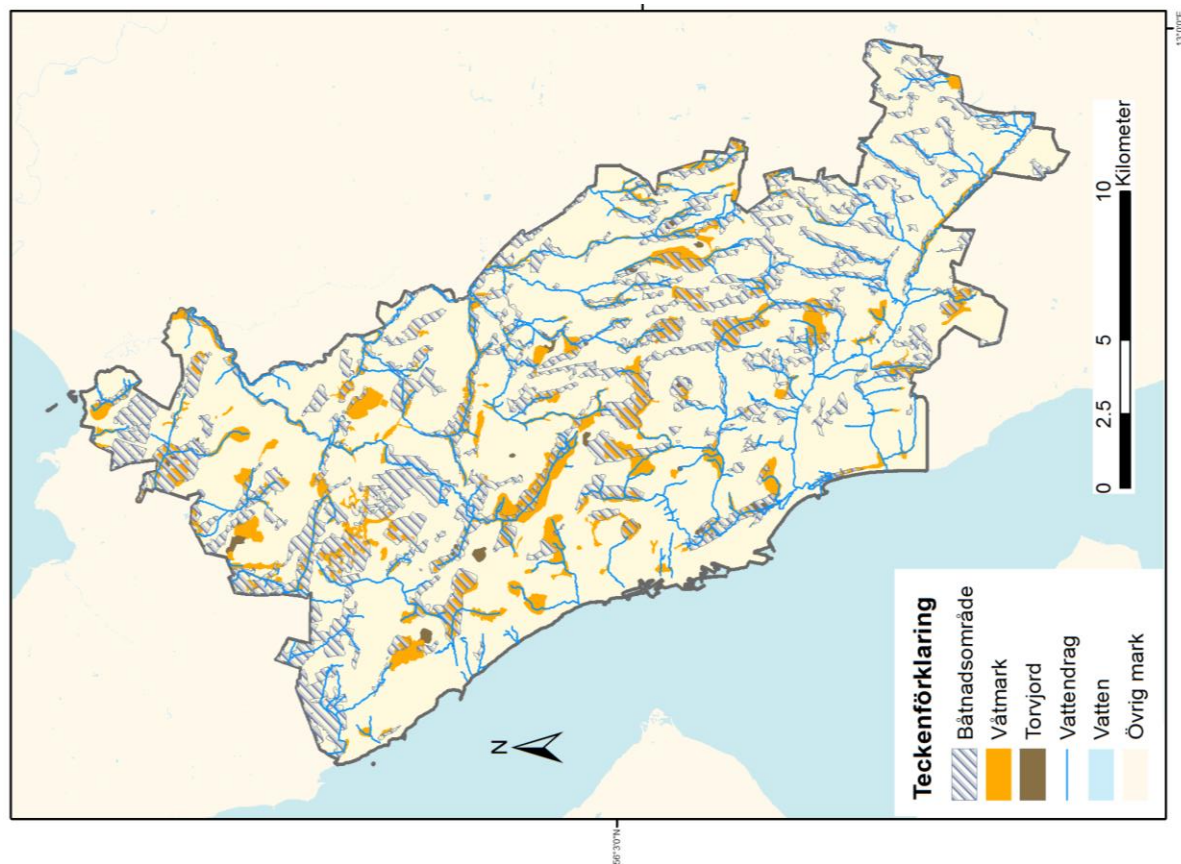
Ett flertal avvattningsprojekt påbörjades innan 1880, men de tidigaste båtnadsföretagen saknas från Lantmäteriets sammanställning.

I kartan syns även var jordlagren innehåller torv, vilket är en indikator för att området har varit (eller fortfarande skulle kunna vara) myrmark. Totalt innehåller kartan 233 hektar torv, men idag finns ingen myrmark kvar i kommunen. Historiskt sett har torv brutits på Kattarps mosse, som kartlades vid VMI. Mossen har tagit stor skada av denna torvbrytning, och finns inte alls representerad i SGU:s torvkarta (SGU 2014). Idag är mossen bevuxen med sälg och vide, och dess jord är en blandning av organiskt material och mineral (se figur A2 c i appendix). Den tidigare myrmarken är idag en sumpskog. Kattarps mosse ansågs vid länsstyrelsens våtmarksinventering inte ha något större naturvärde (Lindup 1994), men detta har ifrågasatts i efterhand, då mossens salixskog har en flora av rödlistade svampar. Mossen är även viktig för bin och humlor (Narvelo 2017, direkt kommunikation).

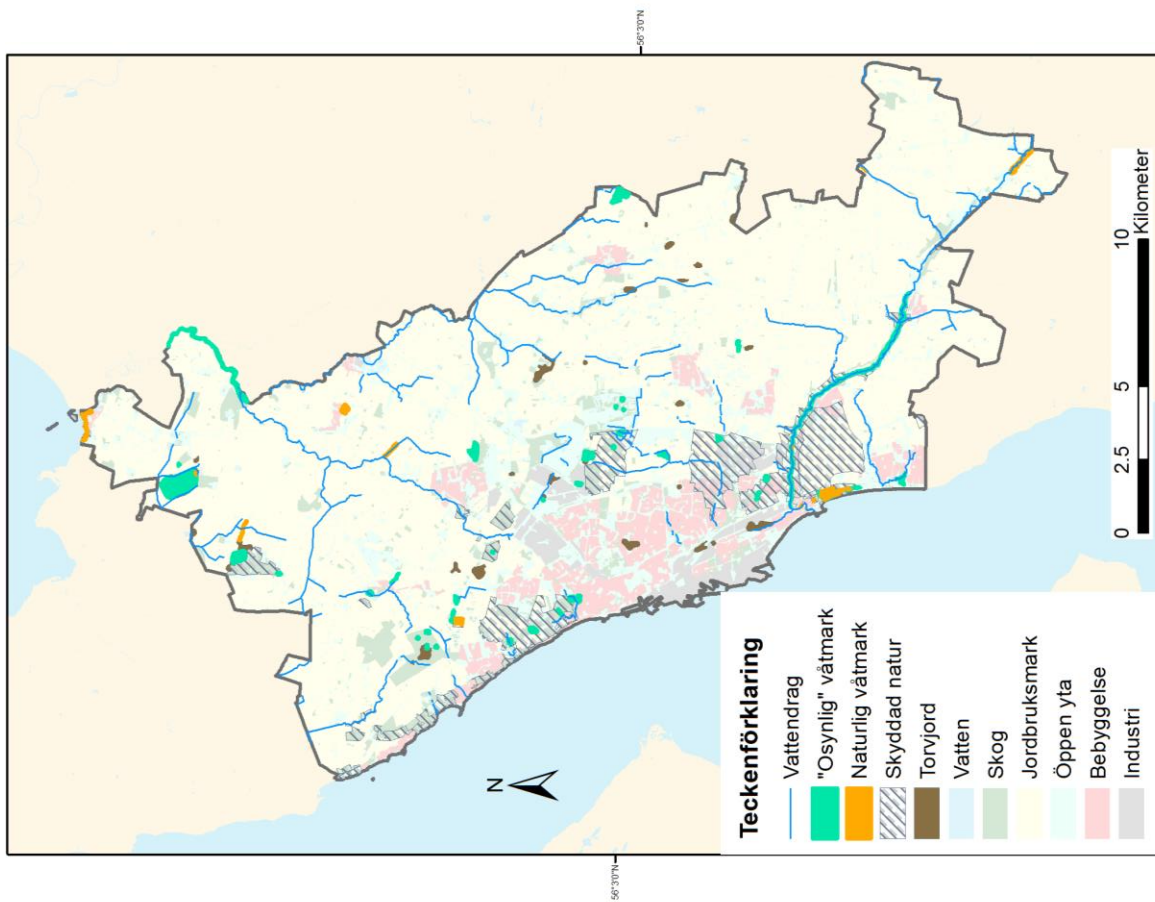
4.6. ”Osynliga” våtmarker

Figur 11 på följande sida visar ett antal våtmarksområden som inte har kartlagts vid tidigare våtmarksinventering (VMI), eller av Lantmäteriet. Dessa ”osynliga” områden omfattar totalt 290 hektar, och uppgifterna har erhållits från Narvelo och Nihlén (direkt kommunikation 2017). I figur 11 visas också dagens naturligt förekommande våtmarker (sumpskog, marskland och fuktäng i tabell 1). Dessa utgör endast 48,5 hektar, varav 23,2 hektar omfattas av dagens kartlagda våtmarksområden av någon form av naturskydd. Därmed är knappt hälften av de naturligt förekommande våtmarkerna idag inkluderade i naturreservat, biotopskyddsområde eller vattenskyddsområde (Naturvårdsverket 2017). Av de våtmarker som inte kartlagts tidigare ligger totalt 90,8 hektar inom naturskyddsområden, vilket motsvarar ungefär 32 % av dessa våtmarksområden.

De våtmarker som indikeras som ”osynliga” i figur 11, har inte inkluderats i tabell 1 ovan. Detta tillägg om 93 hektar svämplan och 193 hektar sumpskog skulle nära fyrdubbla våtmarkernas totala utbredning i kommunen, jämfört med tabellens data.



Figur 10. Båtnadsområden från åren 1880-2004, våtmarker och vattendrag från den Skånska Rekognosceringskartan samt dagens torvjordar i kommunen. kartlaeda av SGU (2014).



Figur 11. Kartan visar ej kartlagda ("osynliga") våtmarker i Helsingborgs kommun; kända naturliga våtmarker, samt skyddade naturområden. I kartan syns även dagens markanvändning.

5. Diskussion

Utifrån de delvis överraskande resultaten som presenterats ovan kommer diskussionen att kretsa kring den minskade utbredning som syns mellan 1820 och 2016. Förändringen av förekommande typer diskuteras utifrån deras betydelse för biologi, hydrologi och rekreation i dagens samhälle. De tidigare ej kartlagda våtmarkerna i figur 11 diskuteras också, liksom tendensen att dessa skyddas i mindre utsträckning. Diskussionen inleds med ett avsnitt om kartornas noggrannhet.

5.1. Reflektion om kartornas noggrannhet

Rekognosceringskartan har ritats i militärt syfte av Fältmättningsbrigaden, som har karterat landskapet till fots (Jansson 2007). För 200 år sedan saknades möjlighet att göra sig den överblick som vi idag får genom ortofoton, men i många fall är det avbildade landskapet fascinerande likt dagens. Likafullt uppstår problem vid kartbladens kanter, och det syns tydligt att ett flertal upphovsmän ligger bakom kartan (se figur 4 a). Rekognosceringskartan har, på grund av sin stora detaljrikedom och noggrannhet, använts för att beskriva 1800-talets skånska landskapsbild, och georefererats i syfte att kartlägga historiska våtmarker.

När det här arbetet inleddes gjordes den subjektiva bedömningen att den erhållna Rekognosceringskartan var tillräckligt överensstämmande med vektordata (bl.a. nutida vattendrag och Helsingborgs kommungräns) för att representera landskapet för 200 år sedan, men när våtmarkernas utbredning jämförs med kommunens torvjordar i figur 6, 7 och 11 syns stor dissonans. Torvjordarna används som en kontroll av lägesnoggrannheten, för ett område som har varit våtmark, särskilt myrmark, borde trots dikning kunna visa torvinnehållande jordar. Det visade sig att överensstämmelsen mellan våtmarker i 1820 års karta och nutida torvjordar var mycket låg. De historiska våtmarkerna överlappar bara 91 hektar av dagens torvjordar, som totalt täcker 233 hektar i kommunen. Den låga överensstämmelsen indikerar att kartornas noggrannhet inte är så god. Utdikad torv oxiderar visserligen i snabb takt (se Scholtzhauer och Price 1999), och därför kan tidigare myrmark saknas i torvkartläggningen, men torvjordar borde inte förekomma alls i områden som inte har varit våtmarker.

Torvjordarna har kartlagts i fält, och bedöms ha ett medelfel på 75 m, vilket inte ensamt räcker för att förklara att torven inte ligger där våtmarker har funnits enligt Rekognosceringskartan. Kartering av Helsingborgs jordar gjordes till största delen genom fältarbete under 1971-1984, men jordartskartan anses idag ha för låg noggrannhet och kommer att uppdateras (SGU 2014). Trots SGU:s förbehåll om mätfel i torvkartan är det mest troligt att en betydande del av felet kommer från Rekognosceringskartan. Kartan, som är aldrig så noggrant utförd, är på grund av sin ålder och sitt ursprungliga syfte att betrakta som en värdefull inblick i det historiska landskapet, men långt ifrån lika noggrann som den bild som kan åstadkommas med modern mätteknik och flygfoton.

5.2. Våtmarkernas minskade utbredning 1820-2016

För 200 år sedan var människors hållning gentemot våtmarker en annan än idag. På den tiden var våtmarkerna utbredda över stora arealer (se figur 6 och 11), och det är svårt att idag föreställa sig hur det präglade Helsingborgsområdet. Vid den här tiden utgjorde sumpskogar en ekonomisk

resurs, eftersom många bruksföremål tillverkades av unga skott från hamlade träd (Emanuelsson 1985). Därtill var fuktängar de bästa markerna för att bärga hö, och ansågs så fina att betesdjuren nekades tillträde till dem, då djuren befärades göra skada på markerna (Sjöbeck 1973). Men våtmarkerna var på samma gång problematiska eftersom de inte gick att använda till odling, och för att försörja en växande befolkning behövde stora arealer avvattnas under 1800-talet. I och med införandet av effektivare jordbruksmetoder, inkluderat skiftesreformer, kunde fler munnar mättas, och det är nog inte helt obefogat att ställa sig frågan om vad som var hönan och ägget till befolkningsökningen under 1800-talets första hälft.

Genomsnittsvåtmarken är i 2016 års kartläggning ca 1,4 hektar, att jämföra med 1820 års 29,4 hektar (se tabell 1), och ur figur 9 a-b går det att utläsa en tendens av att det relativt sett dessutom är fler våtmarker av de minsta storlekarna år 2016, vilket påverkar förutsättningarna för djurlivet i våtmarken: Findlay och Houlihan (1997) fann ett klart samband mellan våtmarkens storlek och mängd organismer däri, och Hansson *et al.* (2005) visar att antalet fågelarter i anlagda våtmarker ökar med objektets storlek. Gibbs (2000) menar dock att i ett glest nätverk av våtmarker kan objekt från 0,4 hektar vara biologiskt viktiga för att öka rörligheten mellan amfibiepopulationer, och är därför skyddsvärda. Sjögren (1991) fann däremot att våtmarkers storlek inte har något direkt samband med populationen av ätlig groda, vilken snarare kontrolleras av predatorer som t.ex. gädda och stork. Detta ger intrycket av att enskilda arter påverkas olika mycket av våtmarkens storlek. Den totala effekten av den minskade våtmarksutbredningen är ökad konkurrens mellan och inom arter, vilket leder till förändringar i landskapets flora och fauna och får särskilt negativa konsekvenser för våtmarksbunda arter, även om andra också kan påverkas (Sandström *et al.* 2015).

5.3. Förekomst av olika våtmarkstyper år 1820 och 2016

Myrar

Myrmark utgjorde hälften av Helsingborgs våtmarker år 1820 (se tabell 1). Dessa karakteriseras bl.a. av att de ackumulerar organiskt material och bildar torv, som kan ha en tjocklek på flera meter. Figur 11 visar var det finns torvjordar idag, och var det därför historiskt sett har funnits myrmark. Dessa jordar utgör 233 hektar, vilket är drygt 0,5 % av Helsingborgs kommunyta, men trots detta saknas myrar från 2016 års kartläggning (se tabell 1).

Leifeld *et al.* (2011), konstaterar att dikade myrar inte återhämtar sig självmant från dränering, och i många fall är utdikade myrmarker inte ens våtmarker längre. Detta verkar stämma även i Helsingborgs kommun: Kattarps mosse, som har skadats vid torvbrytning (Lindup 1994) är visserligen fortfarande en våtmark, men snarast en sumpskog (se figurtext och figur A2 i appendix). Förlusten av myrmark innebär att viktiga levnadsmiljöer för flora och fauna har uttraderats från kommunen. Myrarnas vattenrenande och flödesutjämnande egenskaper, liksom deras förmåga att binda kol, har också förlorats på grund av utdikningens genomslag.

Sumpskogar

Sumpskogar är på grund av sin variation och artrikedom (Löfroth 1991) en särskilt skyddsvärd miljö. Vid högvatten under våren är de väldigt viktiga för såväl amfibier som ryggradslösa djur (Williams 2005), och dessutom använder andra djur, såväl som stationära och flyttande fåglar sumpskogarna för att söka skydd och föda.

I Helsingborg är de kartlagda sumpskogarna endast en bråkdel av vad de var för 200 år sedan, men intressant att notera är att sumpskogen till 15 % överlappar 1820 års myrmark, vilket t.ex. kan indikera att marken inte var bra som odlingsmark och har återgått till en våtmarksregim, eller att myren på grund av dräneringen har blivit en gynnsam miljö för skog att etablera sig. Sådan etablering ses i flera fall, och kan ske såväl spontant som genom plantering (Johansson 1993; Nieminen *et al.* 2015).

Fuktäng

Innan konstgödningens tid var svämplanens ängar viktiga marker för höskörd, men denna våtmarkstyp har till stora delar gått förlorad mellan år 1820 och år 2016 (se tabell 1). Minskningen beror till stora delar på förändringar och rationaliseringar i jordbruket (Aronsson 2006). Idag förekommer inte markhävd och slåtter på samma sätt som förr, vilket har fått negativa konsekvenser för fuktängens flora och fauna (Sandström *et al.* 2015). 2016 finns det ett fåtal svämplan i Helsingborgs stad, och dessa ligger kring de stora vattendragen Vegeå och Råån (Lindup 1992; Narvelo och Nihlén 2017, direkt kommunikation).

Eftersom det inte längre finns ett behov av att bärga hö från svämplan krävs det ofta andra incitament för att hålla dessa marker öppna, men att upprätthålla hävden är en förutsättning för att markerna ska fortsätta hysa de arter som inte klarar av igenväxning (Aronsson 2006).

Ett förekommande alternativ till maskinslåtter av dessa marker är betande djur, eftersom djurens betande skulle begränsa igenväxningen, men betandet har andra effekter än slåttern. Till exempel trampas och gödslas marken, och de känsliga fuktängsjordarna störs under längre tid (Aronsson 2006). Betesdjurens trampande kan troligtvis orsaka stora skador på svämplanen, som har sämre bärighet än icke-våtmark. Djurens klövar kan alltså sjunka djupt i jordmånen, vilket kan orsaka erosion, och medföra negativa följder för floran samt orsaka ökad grumlighet i vattnet, och större sedimentation nedströms. Förr och beträddes svämplanen sparsamt av både djur och människor, förutom vid sensommarslåttern (Sjöbeck 1973). Efter sommarmånaderna är grundvattennivån i fuktängen förhållandevis låg, och dess jord har därmed större bärighet.

Slutligen kan det tilläggas att trots de möjliga negativa effekterna av betande djur, så brukar naturbete uppfattas som ett trevligt inslag i närmiljön. Att hålla fuktängar öppna genom bete är därför ett sätt att bevara en kulturmiljö, och samtidigt skapa mervärde för besökare (Länsstyrelsen i Skåne län 2007).

Anlagda våtmarker

Idag utgörs knappa 60 % av den befintliga våtmarksarean av anlagda våtmarker (se tabell 1). Eftersom de anlagda våtmarkerna bidrar till en tätare våtmarksmosaik, och många gånger erbjuder miljöer som tillfredsställer de krav som fåglar, amfibier och insekter ställer på sina

livsmiljöer, är de viktiga inslag i naturen, då de förbättrar förutsättningarna för en biologisk mångfald, renar avrinnande vatten och utjämnar vattenflöden.

De anlagda våtmarkernas storlek är i några fall mindre än angiven schaktstorlek när jag ritar ut deras gränser. Detta kan bero på att dammarna inte rensas från sediment, som efter hand minskar vattendjupet. Vartefter området fylls igen kan det få en karaktär mer lik omgivande marker. Sedimentationen, som ju är våtmarkens syfte kan med tiden bli problematisk, eftersom igenfyllningen minskar våtmarkens volym. Mindre våtmarksvolym kan i sin tur innebära sämre möjligheter för våtmarken att rena vatten (Feuerbach och Strand 2014). Detta motverkas dock i flertalet anlagda våtmarker, där sediment tas bort vid behov (Nihlén 2017, direkt kommunikation).

5.4. Större avstånd mellan våtmarker

Dagens våtmarker tenderar att vara mer isolerade än våtmarkerna var för 200 år sedan (se figur 8). För de arter som lever i våtmarker kan stora avstånd medföra stora problem, eftersom förflyttning mellan våtmarkerna är kostsamt, och avstånden till och med kan vara omöjliga att tillryggalägga. Särskilt grodor tycks vara känsliga för ökade avstånd. Populationer kan i praktiken bli isolerade från varandra, med konsekvenser för den biologiska mångfalden (Gibbs 2000).

För att behålla en god genetisk status är det viktigt att nya individer kan ta sig till våtmarken och fortplanta sig, och på så sätt utöka populationens genpool. Invandring av nya individer kan också ha stor betydelse om t.ex. missgynnsam väderlek får fortplantningen att misslyckas ett enskilt år. Eftersom grodornas yngelutveckling är väldigt beroende av milda väderförhållanden är de känsliga för t.ex. översvämningar, torka och kyla, som alla kan utrota en hel generation yngel (Sjögren 1991). Om det inte finns möjlighet för individer att komma till populationen och utöka dess storlek kan isoleringen, i samband med stokastiska väderhändelser, orsaka lokal utrotning av grodorna (Sjögren 1991).

Om nya individer inte kan förstärka populationen ökar dessutom risken för inavel. Hos lövgrodan har det visats att isolerade populationer i genomsnitt har mindre romkorn och sämre yngelöverlevnad än populationer med invandrande individer (Carlsson och Edenhamn (opubl.), i Sjögren 1991). Ökande avstånd mellan våtmarker kan således vara ett stort problem både för grodornas lokala förekomst, och grodpopulationers genetiska status.

Vidare påverkar omgivningen våtmarkens biologiska värde väldigt mycket, och barriärer som asfaltsvägar påverkar den biologiska mångfalden i negativ riktning (Findlay och Houlahan 1997). Då en barriärsanalys faller utanför syftet med detta arbete lämnas det därhän, men liknande arbeten har gjorts i t.ex. Helsingborgs Grönstrukturprogram (Helsingborgs stad 2014 b).

5.5. "Osynliga" våtmarker

Att kartlägga våtmarksområden kan vara vanskligt, vilket indikeras t.ex. i figur 11, där våtmarker som saknas från Lantmäteriets och länsstyrelsens kartläggningar lyfts fram. Anledningen till att just dessa våtmarker – sumpskogar och svämplan – saknas från tidigare kartläggningar kan vara deras varierande vattennivå (Löfroth 1991; Rydin och Jeglum 2013). Våtmarkskaraktären är här

mindre konstant än i ett kärr, vilket medför att området kan kartläggas som vanlig skog eller äng, istället för en våtmark. För att verifiera att dessa områden är just våtmarker kan jordmånen, och inte minst vegetationen, undersökas i fält.

Av de ”osynliga” våtmarksområdena som syns i figur 11 utgör sumpskog knappt 200 hektar. 25 % av dessa omfattas av naturskydd. För de 90 hektar svämplanen som finns längs Råån och Vegeå är motsvarande siffra knappt 50 %. Förekommande naturskyddsformer är naturreservat, biotopskydd och vattenskyddsområde. De två förstnämnda innebär att skogen skyddas mot t.ex. dikning, avverkning och plantering, för att bevara dess naturvärde (Miljöbalken 7 kap 4-8 §§; 11 §). Vattenskyddsområden omfattar grund- och ytvatten som kan nyttjas för vattentäkt. Här kan exploatering stoppas om den riskerar att påverka vattenkvalitén, och området kan dessutom skyddas med stängsel vid behov (MB 7 kap 21-22 §§).

Ur bevarandesynpunkt innebär dessa regleringar att området har bättre förutsättningar att bevaras, eftersom exploatering och användning av områdena begränsas i lag. Bildning av naturreservat kan även syfta till att öppna landskapet för allmänheten (MB 7 kap 4 §), vilket har positiv effekt för människors rörlighet i närmiljön. Själva bevarandet av värdefulla våtmarksmiljöer är också ett av delmålen i *Myllrande våtmarker* (Naturvårdsverket 2005), varför det är viktigt att kartlägga de våtmarksmiljöer som finns i kommunen.

5.6. Våtmarkers påverkan på människors hälsa

Områden kring anlagda och naturliga våtmarker har i flera fall blivit promenadstråk eller joggingspår (Länsstyrelsen i Skåne län 2007). Dessa rekreationsstråk har troligen positiva effekter både för människors syn på naturen, och för folkhälsan (Pedersen 2017). Eftersom dessa kulturella ekosystemtjänster är viktiga både för individ och samhälle, och bör de vara en del i stadsplaneringen. I Helsingborg sker arbete med grönstruktur för rekreationstillfällen, biologisk mångfald och lokala klimatvärden inom Grönstrukturprogrammet (Helsingborgs stad 2014 b), som pågår under åren 2014-2020. Staden har budgeterat totalt 80,5 miljoner kronor till verksamhet inom programmet (Helsingborgs stad 2014 a), varav en miljon årligen avsätts till arbetet med anläggning och restaurering av våtmarker (Narvelo 2017, direkt kommunikation).

Grönstrukturprogrammet har en målsättning om att Helsingborgs grönstruktur ska vara ”*sammanhängande; tillräckligt stor; nåbar; karaktärsskapande; varierad och mångfunktionell*” (Stadsbyggnadsförvaltningen 2014, s. 3), vilket ska uppnås genom utveckling och komplettering av dagens grönytor.

Genom att skapa promenadvänliga våtmarksstråk öppnas landskapet upp för allmänheten, vilket är särskilt intressant i Skåne där andelen allmän mark är tämligen låg (Länsstyrelsen i Skåne län 2007). Jag anser att det är viktigt att framhålla nåbarhet och tillgänglighet för dessa grönområden för att stadens naturområden ska kunna användas av fler människor. På så sätt skulle positiva associationer om våtmarker och annan grönstruktur kunna spridas via upplevelser, och genom att synliggöra dessa miljöer för människor skulle en större allmän medvetenhet kunna leda till ett ökat intresse för ekosystemtjänster. Detta intresse skulle i sin tur kunna resultera i vidare utveckling av våra städer för att skapa plats för natur i stadsmiljön.

5.7. Felkällor

Att jämföra en historisk karta med nutida information kan vara ett bra sätt att beskriva landskapets förändringar över tid (se t.ex. Jansson 2007), men eftersom den Skånska Rekognosceringskartan innehåller begränsat med information om markanvändningen år 1820, och saknar en utförlig teckenförklaring, uppstår ett tolkningsmoment vid arbetet med kartan (Emanuelsson och Bergendorff 1983). Det är därför troligt att en annan uttydare hade kommit fram till andra slutsatser om förekomsten av olika våtmarkstyper förr, än vad som presenteras i detta arbete. Särskilt för myrar och fuktängar finns tolkningssvårigheter, då klassificeringen baseras på tolkning av tjocklek och täthet på kartans streck, och inte olika symboler, vilket är fallet för sumpskog och marskland.

Att använda SGU:s torvkartering var en strategi för att försöka bekräfta förekomsten av myrmark i kommunen, vilket har beskrivits ovan, men den visar på betydligt mindre mängd torvjord än vad som kunde förväntas baserat på myrarnas förekomst 1820 (se figur 11 respektive tabell 1). Detta förmodas bero på Rekognosceringskartans ursprungssyfte, som var att kartlägga framkomlighet snarare än enskilda markformer.

Endast 25 % av de nutida våtmarkerna överlappar med Rekognosceringskartans (jämför figur 6). Dissonansen kan i detta fall till viss del bero på den höga andelen anlagd våtmark i kommunen. Hela 60 % av dagens våtmarker är anlagda, och har placerats i syfte att fånga näring och dagvatten, snarare än där våtmarker har funnits tidigare. Visst överlapp finns mellan för nyanlagda och historiska våtmarker (se t.ex. figur 10 c-d), vilket kanske beror på att ungefär 62 % av 1820 års våtmarker idag är jordbruksmark, som släpper ut näringsrikt vatten, varför våtmarker återskapas här för att rena avrinningsvattnet. På så sätt kan våtmarker återskapas, om än i annan form, i ett ursprungligt våtmarksområde. Knappt hälften av de naturliga våtmarkerna i Helsingborg överlappar 1820 års våtmarksområden, vilket förmodas bero på lägesosäkerhet mellan kartorna, samt kartornas olika noggrannhet.

Avslutningsvis bör det återigen påpekas att de kartläggningar och beräkningar av våtmarkernas area och typer som gjorts baserat på Rekognosceringskartan inte ska tas som en exakt kartläggning, utan som uppskattningar av våtmarkernas förekomst 1800-talets kulturlandskap. Medelfelet i Rekognosceringskartan har inte uppskattats kvantitativt, men kartans överensstämmelse med verkligheten påverkar självfallet resultatet av beräkningarna i detta arbete.

5.8. Förslag till fortsatta studier av våtmarker i Helsingborgs kommun

Helsingborgs stad rymmer fler våtmarksobjekt än de som har kartlagts av Lantmäteriet eller vid Våtmarksinventeringen, och en naturlig fortsättning i arbetet med våtmarksmiljöer i kommunen vore att förbättra kartläggningen med de objekt som idag saknas. Att låta bli att kartlägga mindre våtmarker är visserligen tidsbesparande, men på kommunnivå anser jag att det är rimligt att sträva efter högre noggrannhet, eftersom också små våtmarker är värdefulla biotoper (Lindup 1994; Gibbs 2000; Williams 2005).

En närmare granskning av Lantmäteriets terrängkarta visade att ett antal anlagda våtmarker har karterats som sjöar, vilket även kan vara fallet även vid naturligt förekommande våtmarker med öppna vattenytor, inklusive mägergravar, vilka inte har inkluderats i detta arbete. Lantmäteriets data om ytvatten skulle således kunna vara en utgångspunkt för att komplettera våtmarkskartläggningen i kommunen, med fokus på öppna vattenytor. En fältinventering av de områden som har märkts ut av Narvelo och Nihlén vore ett sätt att förbättra kännedomen om sumpskogar och svämplan i kommunen. Ytterligare en möjlighet för fältundersökningar vore att utgå från SGU:s torvkartering, för att undersöka om marken fortfarande är av våtmarkskaraktär. Denna inventering skulle kunna ge ökade kunskaper om områdets markhistoria, då kärr- och mossetorv brukar gå att särskilja. Torven bevarar i stor utsträckning identifierbara växtdelar, inklusive pollen från omgivningen (Rydin och Jeglum 2013), vilket skulle kunna leda till en kartläggning av historisk växtförekomst i området.

För en närmare inblick i våtmarkernas förändring över tid kan ekonomiska kartan 1912 och 1976 användas, som i t.ex. Berit Arheimers examensarbete (1991). Detta kan ge ytterligare förståelse för vilka miljöer som har gått förlorade, och hur landskapsförändringen har skett. Ett annat angreppssätt vore att klassificera ortofoton i ett GIS, och på så sätt kartlägga var möjliga våtmarksområden finns idag, och har funnits historiskt. Information om hur sådana klassificeringar kan göras finns t.ex. i Boresjö Bronge (2006). Exempel på hur satellitdata kan användas finns i Boresjö Bronge och Näslund-Landenmark (2002); Sugumaran *et al.* (2004). Resultatet av denna kartläggning skulle, oavsett angreppssätt, kunna bli upptäckten av nya skyddsvärda områden. Det vore lämpligt att kombinera denna undersökning med en nätverksanalys där vandringsbarriärer och olika djurarters vandringskapacitet kan vägas in. Till detta bör en inventering utföras, eller ett antal målarter ringas in, så att våtmarksnätverket kan anpassas efter befintlig eller önskad fauna. I flera fall kan även önskvärda arter planteras in i områdena (se t.ex. Feuerbach och Stand 2014; Helsingborgs stad 2017). Vidare skulle en analys av våtmarkernas ekosystemtjänster i de klimatförändringar som genom klimatmodeller beräknas ske inom de närmaste 100 åren (SMHI 2015) kunna ge värdefull information för planeringsarbetet i Helsingborgs kommun.

6. Slutsats

Vid arbetet med våtmarkerna i Helsingborgs kommun har det visat sig att

- Våtmarksarealen har minskat från 3850 hektar till 115 hektar mellan år 1820-2016.
- Våtmarksformerna är idag av annat slag än de var 1820. Myrar saknas, fuktäng och sumpskog har minskat kraftigt; dammar och tvåstegsdiken har tillkommit.
- Våtmarkerna är idag mer isolerade än de var för 200 år sedan.

Noggrannheten för våtmarkernas area skiljer sig markant mellan år 2016 och 1820, men trots den osäkerhet som finns i Rekognosceringskartans kartläggning av våtmarker kan en betydande minskning av våtmark i Helsingborgs kommun slås fast.

Våtmarkernas minskade area, och därtill deras ökade isolering får långtgående konsekvenser för djurpopulationer, och minskar den biologiska mångfalden. Dessutom minskar våtmarkernas förmåga att stödja stora populationer, och konkurrensen om levnadsutrymme ökar både inom och mellan arter.

Våtmarkstypen myr saknas helt år 2016, trots att den utgjorde hälften av all våtmark 1820. Även sumpskogar och fuktängar har minskat kraftigt, och för fuktängarnas del har skötseln förändrats. Därigenom har villkoren för de djur- och växtarter som gynnas av slätter försämrats.

Utav de sumpskogsområden och svämplan som inte har kartlagts av Lantmäteriet eller vid VMI har endast 30 % någon form av naturskydd. Detta betyder att områdena inte omfattas skydd mot exploatering som skulle kunna skada själva våtmarken, och påverka de ekosystemtjänster våtmarkerna medför. Kartläggning av dessa områden rekommenderas för att inte riskera att exploatera och förstöra okända naturvärden.

Våtmarkernas ekosystemtjänster har direkta värden för människan, och en minskad utbredning av våtmarker och deras omgivning kan leda till minskad rörelsefrihet i samhället. Därför skulle bättre sammanknutna våtmarker vara av intresse även för rekreation och mänskligt välbefinnande.

7. Källförteckning

- Andersson, J. , B. Wedding, och K. Tonderski. 2006. Näringsavskiljning i anlagda våtmarker. Region-och metodjämförelser. WRS Uppsala och Ekologgruppen. 46 s.
- Arheimer, B. 1991. Näringsläckage från åkermark inom Rååns dräneringsområde : lokalisering och åtgärdsförslag. Lunds universitet. Naturgeografiska institutionen. 39 s.
- ArtDatabanken. 2015. Rödlistade arter i Sverige 2015. ArtDatabanken SLU. Uppsala. 209 s.
- Aronsson, M. 2006. Faktablad - Ängar och ängsvård. *Faktablad från Svenska Naturskyddsföreningen*.
- Boresjö Bronge, L. 2006. Satellitdata för övervakning av våtmarker : slutrapport. Gävle : Länsstyrelsen Gävleborg ; Falun : Länsstyrelsen Dalarna. 94 s.
- Boresjö Bronge, L., och B. Näslund-Landenmark. 2002. Wetland classification for Swedish CORINE Land Cover adopting a semi-automatic interactive approach. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 28: 139 s.
- Brix, H. 1994. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 29: 71-78.
- Brix, H. 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water science and technology*, 35: 11-17.
- Costanza, R., R. de Groot, P. Sutton, S. van der Ploeg, S. J. Anderson, I. Kubiszewski, S. Farber, och R. K. Turner. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26: 152-158. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002.
- Dawson, Q. , C. Kechavarzi , P. Leeds-Harrison, och R. Burton. 2010. Subsidence and degradation of agricultural peatlands in the Fenlands of Norfolk, UK. *Geoderma*, 154: 181-187.
- Emanuelsson, U. 1985. *Det skånska kulturlandskapet*. Lund : Signum, 1985.
- Emanuelsson, U., och C. Bergendorff. 1983. Skånes natur vid 1800-talets början - en växtekologisk utvärdering av den skånska rekognoceringskartan. *Ale, Historisk tidskrift för Skåneland*: 18-40.
- Feuerbach, P., och J. Strand. 2014. *Praktisk handbok för våtmarksbyggare*. 3e uppdaterade upplagan. Halmstad : Hushållningssällskapet Halland.
- Findlay, C. S., och J. Houlihan. 1997. Anthropogenic Correlates of Species Richness in Southeastern Ontario Wetlands. *Conservation Biology* 11 (4) : 1000-1009.
- Gibbs, J. P. 2000. Wetland Loss and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology* 14 (1) : 314-317.
- Gunnarsson, U., och M. Löfroth. 2009. *Våtmarksinventeringen : resultat från 25 års inventeringar : nationell slutrapport för våtmarksinventeringen (VMI) i Sverige*. Stockholm : Naturvårdsverket.
- Hanski, I., och M. E. Gilpin. 1997. *Metapopulation Biology. [Elektronisk resurs] Ecology, Genetics and Evolution*. San Diego : Academic Press.
- Hansson, L.-A. , C. P. Brönmark , A. Nilsson, och K. Åbjörnsson. 2005. Conflicting demands on wetland ecosystem services: nutrient retention, biodiversity or both? *Freshwater Biology*: 50 (4) 705-714. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2005.01352.x.
- Harrie, L. 2013. *Geografisk informationsbehandling : teori, metoder och tillämpningar*. 6e reviderade. upplagan. Lund : Studentlitteratur, 2013.

- Helsingborgs öppna data. 2017. Vatten- och klimatkarta. Hämtad 2017-05-15, från http://geodata.helsingborg.se/arcgis/rest/services/Vatten_och_klimatkarta/VK_hydrologi/MapSerMap.
- Helsingborgs stad. 1996. Skyddszoner utmed vattendrag på kommunalägd mark. Kommunekologen. Helsingborg: Stadsbyggnadskontoret.
- Helsingborgs stad. 2014 a. Ett grönare Helsingborg: Handlingsplan för grönstrukturen 2014-2020. Stadsbyggnadsförvaltningen. Helsingborg : Stadsbyggnadskontoret.
- Helsingborgs stad. 2014 b. Grönstrukturprogram för Helsingborg. Stadsbyggnadsförvaltningen. Helsingborg : Översiktsplaneavdelningen.
- Helsingborgs stad. 2015. Anlagda våtmarker: våtmarker, tvåstegsdiken och dagvattendammar i Helsingborgs stad. Stadsbyggnadsförvaltningen. Helsingborg: Översiktsplaneavdelningen.
- Helsingborgs stad. 2017. Helsingborg är staden för dig som vill natur. Stadsbyggnadsförvaltningen. Helsingborg : Stadsbyggnadskontoret.
- Jansson, U. 2007. *Kartlagt land : kartan som källa till de areella näringarnas geografi och historia*. Stockholm : Kungl. Skogs- och lantbruksakademien. Eskilstuna : Ågerups grafiska AB.
- Johansson, B. 1993. *Modelling the effects of wetland drainage on high flows*. Norrköping : SMHI.
- Kadlec, R. H. 2005. Nitrogen farming for pollution control. *Journal of Environmental Science and Health*, 40: 1307-1330.
- Länsstyrelsen i Skåne län. 2007. Våtmarksstrategi för Skåne : fler, större, grönare och mångsidigare. Malmö : Länsstyrelsen i Skåne län, 2007. 30 s.
- Leifeld, J. , M. Müller, och J. Fuhrer. 2011. Peatland subsidence and carbon loss from drained temperate fens. *Soil Use and Management*, 27: 170-176.
- Lewan, N. 1982. Om skånska rekognosceringskartan. *Ale, Historisk tidskrift för Skåneland*: 14-27.
- Lindup, B. 1994. *Våtmarksinventering i Malmöhus län*. Malmö : Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen.
- Löfroth, M. 1991. *Våtmarkerna och deras betydelse*. Solna : Naturvårdsverket.
- Mitsch, W. J. , B. Bernal , A. M. Nahlik , Ü. Mander , L. Zhang , C. J. Anderson , S. E. Jørgensen, och H. Brix. 2012. Creating wetlands: Primary succession, water quality changes and self-design over 15 years. *Landscape Ecology*, 28: 583-597. DOI: 10.1007/s10980-012-9758-8.
- Mitsch, W. J., och J. G. Gosselink. 2007. *Wetlands*. 4. ed. Hoboken, N.J. : Wiley, c2007.
- National Wetlands Working Group. 1997. *The Canadian wetland classification system*. Wetlands Research Branch, University of Waterloo.
- Naturvårdsverket. 2005. Nationell strategi för myllrande våtmarker. Stockholm : Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. 2007. Levande sjöar och vattendrag : underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet. Stockholm : Naturvårdsverket. Bromma : CM gruppen.
- Naturvårdsverket. 2009. Rätt våtmark på rätt plats : en handledning för planering och organisation av arbetet med att anlägga och restaurera våtmarker i odlingslandskapet. Stockholm : Naturvårdsverket. Bromma : CM gruppen.
- Naturvårdsverket. 2017. Kartverket Skyddad Natur. Hämtad 2017-05-09, från <http://skyddadnatur.naturvardsverket.se/>.

- Nieminen, M., A. Kaila, M. Koskinen, S. Sarkkola, H. Fritze, E.-S. Tuittila, H. Nousiainen, H. Koivusalo, *et al.* 2015. Natural and restored wetland buffers in reducing sediment and nutrient export from forested catchments: Finnish experiences. I *The Role of Natural and Constructed Wetlands in Nutrient Cycling and Retention on the Landscape* [Elektronisk resurs]. 57-72. Springer.
- Ottoson, L. och A. Sandberg. 2001. *Generalstabskartan 1805-1979*. Kartografiska sällskapet: Stockholm.
- Pedersen, E., M. Johansson, och S. Weisner, 2017. Värdering av kulturella ekosystemtjänster baserat på bidrag till livskvalitet. Rapport 91-620-6756-79. Stockholm : Naturvårdsverket.
- Persson, P. 2000. Närsaltreduktion i nyanlagda våtmarker inom ramen för lokalt investeringsprogram som ökar den ekologiska hållbarheten i samhället 1998-2000. Helsingborg : Miljökontoret.
- Rydin, H. K., och J. K. Jeglum. 2013. *The Biology of Peatlands*. 2a upplagan. Oxford: OUP Oxford.
- Sandström J., U. Bjelke, T. Carlberg och S. Sundberg. 2015. Tillstånd och trender för arter och deras livsmiljöer – rödlistade arter i Sverige 2015. ArtDatabanken Rapporterar 17. ArtDatabanken, SLU. Uppsala.
- Statistiska centralbyrån (SCB). 2017. Kommuner i siffror. Hämtad 2017-05-18, från <http://www.scb.se/hitta-statistik/sverige-i-siffror/kommuner-i-siffror/-?region1=1283®ion2=>.
- Schlotzhauer, S. M., och J. S. Price. 1999. Soil water flow dynamics in a managed cutover peat field, Quebec: Field and laboratory investigations. *Water Resources Research*, 35: 3675-3683. DOI: 10.1029/1999WR900126
- Sjöbeck, M. 1928. *Skåne : en landskaplig orientering vid betraktandet av Skåne från statsbanornas tåg och under utfärder*. Stockholm : Nordiska bokhandeln.
- Sjöbeck, M. 1973. *Det sydsvenska landskapets historia och vård*. Landskrona : Landstryck.
- Sjögren, P. 1991. Extinction and isolation gradients in metapopulations: the case of the pool frog (*Rana lessonae*). *Biological Journal of the Linnean Society*, 42: 135-147. DOI: 10.1111/j.1095-8312.1991.tb00556.x.
- SMHI. 2015. Framtidsklimat i Skåne län – enligt RCP-scenarier. Hämtad 2017-05-10, från https://www.smhi.se/polopoly_fs/1.95718!/Menu/general/extGroup/attachmentColHold/mainCol1/file/Framtidsklimat_i_Sk%C3%A5ne_L%C3%A4n_Klimatologi_nr_29.pdf
- SMHI. 2009. Dataserier med normalvärden för perioden 1961-1990. Hämtad 2017-05-14, från <http://www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/temperatur/dataserier-med-normalvarden-1.7354>.
- Sugumaran, R. , J. Harken, och J. Gerjevic. 2004. Using remote sensing data to study wetland dynamics in Iowa. *Iowa Space Grant (Seed) Final Technical Report, University of Northern Iowa, Cedar Falls. pp: 1-17*.
- Sveriges författningssamling (SFS) 1998:808. 1998. *Miljöbalken*. Stockholm: Miljö- och energidepartementet.
- Svensson, J. M., J. Strand, G. Sahlén och S. Weisner. 2004. Rikare mångfald och mindre kväve : utvärdering av våtmarker skapade med stöd av lokala investeringsprogram och landsbygdsutvecklingsstöd. Stockholm : Naturvårdsverket.
- SwedBio. 2014. Klimat och ekosystemtjänster. Hämtad 2017-05-09, från <http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/centrum-for-biologisk-mangfald/Dokument/publikationer-cbm/Faktablad/faktablad2-sv.pdf>.

- Tonderski, K. 2002. *Våtmarksboken : skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker*. Göteborg : Vattenstrategiska forskningsprogrammet (VASTRA). Västervik : Ekblad & Co.
- Vymazal, J. 2013. Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: A review. *Ecological Engineering*, 61: 582-592. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2013.06.023
- Weisner, S. , K. Johannesson, och K. Tonderski, 2015. Näringsavskiljning i anlagda våtmarker i jordbruket: Analys av mätresultat och effekter av landsbygdsprogrammet. Jordbruksverket, Rapport 1102-3007. Jönköping.
- Whiteley, H., och R. Irwin. 1986. The hydrological response of wetlands in southern Ontario. *Canadian Water Resources Journal*, 11: 100-110.
- Williams, D. D. 2005. *The Biology of Temporary Waters. [Elektronisk resurs]*. Oxford : Oxford University Press.
- Wynn, T. M., och S. Mostaghimi. 2006. Effects of riparian vegetation on stream bank subaerial processes in southwestern Virginia, USA. *Earth Surface Processes and Landforms*, 31: 399-413. DOI: DOI: 10.1002/esp.1252.

7.1. Muntliga källor

- Andersson, Christina. GIS-samordnare. Stadsbyggnadsförvaltningen vid Helsingborgs stad. 2017.
- Narvelo, Widar. Kommunekolog. Stadsbyggnadsförvaltningen vid Helsingborgs stad. 2017.
- Nihlén, Claes. Miljöstrateg. Miljöförvaltningen vid Helsingborgs stad. 2017.

Appendix

Tabell A1. Data som har använts till att göra uppsatsens figurer, samt för att göra beräkningar om våtmarkernas utbredning.

Data	Utgivare	År	Åtgärd
Ortofoto över Helsingborgs stad	Helsingborgs stad	2016 (april)	ingen
Våtmarker från VMI	Länsstyrelsen i Skåne län	1994	Beskära till Helsingborgs kommungräns
Sankmark från Terrängkartan	Lantmäteriet GSD	2014	Projicera i Sweref 99 TM 13.30; beskära till Helsingborgs kommungräns
Markanvändning från Terrängkartan	Lantmäteriet GSD	2014	-”-
Torvjordar	Sveriges Geologiska Undersökning (SGU)	2014	-”-
Skyddad natur i Helsingborgs stad	Naturvårdsverket http://skyddadnatur.naturvardsverket.se/	2017	ingen
Den Skånska Rekognosceringskartan	Krigsarkivet i Stockholm. Georefererad av Helsingborgs stad (Andersson)	2005	ingen
Rekognosceringskartans våtmarker	Helsingborgs stad (Andersson)	2010	Beskära till Helsingborgs kommungräns, uppdatera läge; sammanfoga med länsstyrelsens data.
Rekognosceringskartans våtmarker	Länsstyrelsen i Skåne län	2010	-“-
Båtnadsområden	Lantmäteriet / Helsingborgs stad	2010	Beskära till Helsingborgs kommungräns, slå samman information från LM och Hbg

Tabell A2. Vektorlager skapade av författaren, inklusive källor och metadata.

Data	Källa; metadata
Sumpskog och svämplan	Narvelo och Nihlén (2017); baserat på ortofoto 2016-04
Rekognosceringskartans stadskärna och vattendrag	Baserat på författarens tolkning av Den Skånska Rekognosceringskartan
Rekognosceringskartans våtmarksformer	Emanuelsson och Bergendorff (1983); baserat på författarens tolkning av Den Skånska Rekognosceringskartan
Anlagda våtmarker	Punktlager från Helsingborgs stad; utbredningen baseras på ortofoto 2016-04



Figur A1 a) Interiör i Allerums mosse, som är en sumpskog. Bilden är tagen i april 2017, och vattnet står högt i skogens sänkor. Träden står förhållandevis glest här (jfr figur A2). Skogsbeståndet utgörs av björk, al och Salix. b) Marskland i Utvälinge, Helsingborgs norra del. I området noterades bl.a. gravand, knölsvan, strandskata, skrattnås, gråtrut och sävsparv. Bilden är tagen från vandringsstråket Skåneleden. c) Skogsridå i tvåstegsdike vid Gryntemölla i Laröd. Trädens höjd är ca 5 meter, och dikets bredd är drygt 15 meter. Salix och al har etablerat sig på båda sidor om det tre meter breda svämplanet som syns i figur 1 c. Foto: Clara Kjällman, maj 2017.



Figur A2. Bilder från Kattarps mosse. a) Kattarps mosse, sedd från järnvägen som sammanfaller med våtmarkens södra gräns. b) Promenadstig i själva mossen, omgärdad av tät skog av Salix, alm och hassel. Markvegetationen domineras av nässlor och kirskål. c) Våtmarkens jordprofil, de översta 15 cm. Den mörka jordfärgen indikerar en hög halt organiskt material, men jorden innehåller också mineralkorn, vilket mossetorv inte gör. Foto: Clara Kjällman, maj 2017.

Institutionen för naturgeografi och ekosystemvetenskap, Lunds Universitet.

Student examensarbete (Seminarieuppsatser). Uppsatserna finns tillgängliga på institutionens geobibliotek, Sölvegatan 12, 223 62 LUND. Serien startade 1985. Hela listan och själva uppsatserna är även tillgängliga på LUP student papers (<https://lup.lub.lu.se/student-papers/search/>) och via Geobiblioteket (www.geobib.lu.se)

The student thesis reports are available at the Geo-Library, Department of Physical Geography and Ecosystem Science, University of Lund, Sölvegatan 12, S-223 62 Lund, Sweden. Report series started 1985. The complete list and electronic versions are also electronic available at the LUP student papers (<https://lup.lub.lu.se/student-papers/search/>) and through the Geo-library (www.geobib.lu.se)

- 400 Sofia Sjögren (2016) Effective methods for prediction and visualization of contaminated soil volumes in 3D with GIS
- 401 Jayan Wijesingha (2016) Geometric quality assessment of multi-rotor unmanned aerial vehicle-borne remote sensing products for precision agriculture
- 402 Jenny Ahlstrand (2016) Effects of altered precipitation regimes on bryophyte carbon dynamics in a Peruvian tropical montane cloud forest
- 403 Peter Markus (2016) Design and development of a prototype mobile geographical information system for real-time collection and storage of traffic accident data
- 404 Christos Bountzouklis (2016) Monitoring of Santorini (Greece) volcano during post-unrest period (2014-2016) with interferometric time series of Sentinel-1A
- 405 Gea Hallen (2016) Porous asphalt as a method for reducing urban storm water runoff in Lund, Sweden
- 406 Marcus Rudolf (2016) Spatiotemporal reconstructions of black carbon, organic matter and heavy metals in coastal records of south-west Sweden
- 407 Sophie Rudbäck (2016) The spatial growth pattern and directional properties of *Dryas octopetala* on Spitsbergen, Svalbard
- 408 Julia Schütt (2017) Assessment of forcing mechanisms on net community production and dissolved inorganic carbon dynamics in the Southern Ocean using glider data
- 409 Abdalla Eltayeb A. Mohamed (2016) Mapping tree canopy cover in the semi-arid Sahel using satellite remote sensing and Google Earth imagery
- 410 Ying Zhou (2016) The link between secondary organic aerosol and monoterpenes at a boreal forest site
- 411 Matthew Corney (2016) Preparation and analysis of crowdsourced GPS bicycling data: a study of Skåne, Sweden
- 412 Louise Hannon Bradshaw (2017) Sweden, forests & wind storms: Developing a model to predict storm damage to forests in Kronoberg county
- 413 Joel D. White (2017) Shifts within the carbon cycle in response to the absence of keystone herbivore *Ovibos moschatus* in a high arctic mire
- 414 Kristofer Karlsson (2017) Greenhouse gas flux at a temperate peatland: a comparison of the eddy covariance method and the flux-gradient method
- 415 Md. Monirul Islam (2017) Tracing mangrove forest dynamics of Bangladesh using historical Landsat data
- 416 Bos Brendan Bos (2017) The effects of tropical cyclones on the carbon cycle
- 417 Martynas Cerniauskas (2017) Estimating wildfire-attributed boreal forest burn in Central and Eastern Siberia during summer of 2016

- 418 Number reserved for BSc thesis
- 419 Clara Kjällman (2017) Changing landscapes: Wetlands in the Swedish municipality
Helsingborg 1820-2016