

KARTLÄGGNING OCH ANALYS AV EKOSYSTEMTJÄNSTER I STOCKHOLMS STAD



Rapporten citeras lämpligen:

Barthel et al., 2015. Kartläggning och analys av ekosystemtjänster i Stockholms stad. Calluna AB, Stockholm.

I löpande text:

(Barthel et al. 2015)

Callunas projektbeteckning:

SBL005 Stockholms stad Ekosystemtjänster 2014.

Projektets organisation Calluna:

- Stephan Barthel (projektledare, författare huvudrapport. Inriktning temperaturreglering och dagvatten- och flödesreglering)
- Anna Koffman (GIS-analyser, delförfattare huvudrapport, delförfattare appendix A. Inriktning biologisk mångfald)
- Mattias Bovin (GIS-analyser, delförfattare appendix A. Inriktning temperaturreglering och dagvatten- och flödesreglering)
- Elisabeth Lundqvist (delförfattare huvudrapport. Inriktning temperatur och dagvatten- och flödesreglering)
- Emma Campbell (delförfattare huvudrapport. Inriktning dagvatten- och flödesreglering)
- Magnus Tuvendal (kvalitetsgranskning, delförfattare beskrivande avsnitt)

Foto framsida:

Mosaik av Callunas och miljöförvaltningens bilder.

Uppdragsbeställare:

Katarina Borg, Ulrika Egerö och Virginia Kustvall Larsson, Stadsbyggnadskontoret, Stockholms stad.

Kontakt för denna rapport:

Anna Koffman, anna.koffman@calluna.se, 070-812 3096.

Magnus Tuvendal, magnus.tuvendal@calluna.se, 072-567 3080

Stephan Barthel, stephan.barthel@calluna.se, 076-360 5705.

Version: Slutrapport.

Datum: 2015-09-28

Förord.....	5
1. Introduktion – var står policy och praktik?	6
1.1 Uppdraget	8
2. Angreppsätt	8
2.1 Avgränsning, klassificering och kartering	8
2.2 Datainsamling	9
2.3 Multikriterieanalys.....	10
3. Ekosystemtjänsten Temperaturreglering.....	11
3.1 Vad innebär ekosystemtjänsten Temperaturreglering?.....	11
3.2 Indata.....	11
3.3 Hur man kan tänka vid en klassificering av Temperaturreglering?.....	11
3.3.1 Temperaturreglering under dagen	12
3.3.2 Temperaturreglering under natten	13
3.4 Multikriterieanalys av Temperaturreglering.....	15
3.4.1 Möjliga förhållningssätt till kartorna för Temperaturreglering	21
4. Ekosystemtjänsten Dagvatten- och flödesreglering	22
4.1 Vad innebär ekosystemtjänsten Dagvatten- och flödesreglering	22
4.2 Indata.....	23
4.3 Hur man kan tänka vid en klassificering av ekosystemtjänsten dagvatten och flödesreglering	23
4.3.1 Interception	24
4.3.2 Magasinering	25
4.3.3 Infiltration	27
4.4 Multikriterieanalys av ekosystemtjänsten dagvatten och flödesreglering	28
4.4.1 Möjliga förhållningssätt till kartorna för dagvatten och flödesreglering	33
5. Ekosystemtjänsten biologisk mångfald	34
5.1 Är biologisk mångfald en ekosystemtjänst?.....	34
5.2 Indata.....	36
5.3 Hur man kan tänka vid en kartläggning av biologisk mångfald.....	36
5.3.1 Kartering av livsmiljöer inom tre ekologiska nätverk	38
Identifiering av livsmiljöområden	38
Konnektivitetsanalys, maximalt spridningsavstånd, strategiskt läge	39
Maximalt spridningsavstånd och spridningslänkar	40
Strategiskt läge på livsmiljöområdet - Betweenness centrality	40
Angreppssättet snävt respektive brett ekologiskt nätverk	41
5.3.2 Funktionskarta	41
5.3.3 Kriterier ekologisk funktionalitet.....	41
Livsmiljöområden för reproduktion av fokusarten	41
Spridningsstråk och stödhabitat	43
5.4 Barrskogsnätverket	43
5.4.1 Ekologisk bakgrund	43
5.4.2 Tolkning av Stockholms stads barrskogsnätverk.....	44

5.4.3 Kartor konnektivitetsanalys	46
5.4.3 Förbättringsåtgärder	49
5.4.3 Funktionskarta barrskogsnätverket	51
5.5 Groddjursnätverket.....	52
5.5.1 Ekologisk bakgrund	52
5.5.2 Tolkning av Stockholms stads groddjursnätverk	52
5.5.3 Kartor och analys av konnektivitet	55
5.5.4 Förbättringsåtgärder	57
5.5.5 Funktionskarta för groddjursnätverket.....	60
5.6 Ädellövträdsnätverket	61
5.6.1 Ekologisk bakgrund	61
5.6.2 Tolkning av Stockholms stads ädellövträdsnätverk.....	63
5.6.3 Kartor konnektivitetsanalys	63
5.6.4 Förbättringsåtgärder	67
5.6.6 Funktionskarta för ädellövträdsnätverket	67
5.7 Biologisk mångfald som en sammanlagd karta över tre livsmiljöer	69
6. Slutdiskussion	71
6.1 <i>Analys och Tolkning</i>	71
6.1.1 Vad visar kartorna och vad visar de inte?	71
6.1.2 Hur kan man använda ekosystemtjänst-kartorna för rumslig planering?	71
6.2 <i>Brister och framtida förbättringar</i>	72
6.2.1 Fördjupad analys och validering av metoder	72
6.2.2 Utvecklad rumslig och temporal analys av produktion i relation till efterfrågan för respektive ekosystemtjänst	73
6.2.3 Kvantifiering och värdering av ekosystemtjänster	74
6.2.4 Kartering av andra reglerande ekosystemtjänster	75

Förord

En av strategierna i Den gröna promenadstaden är att utveckla stadens gröna struktur så att den långsiktigt kan bidra med olika ekosystemtjänster. Under hösten 2014 inledde Stockholms stad ett arbete med att på en övergripande nivå kartlägga några viktiga urbana ekosystemtjänster. Denna rapport redovisar kartläggningen utförd av Calluna AB avseende tjänsterna Temperaturreglering, Dagvatten- och flödesreglering samt Biologisk mångfald.

Projektet inleddes med ett gemensamt uppstartsmöte som följdes av workshops inom respektive delområde. Preliminär rapport presenterades och lämnades för granskning i februari 2015. Synpunkter från staden har därefter inarbetats i rapporten.

Deltagare i workshops från Stockholms stad:

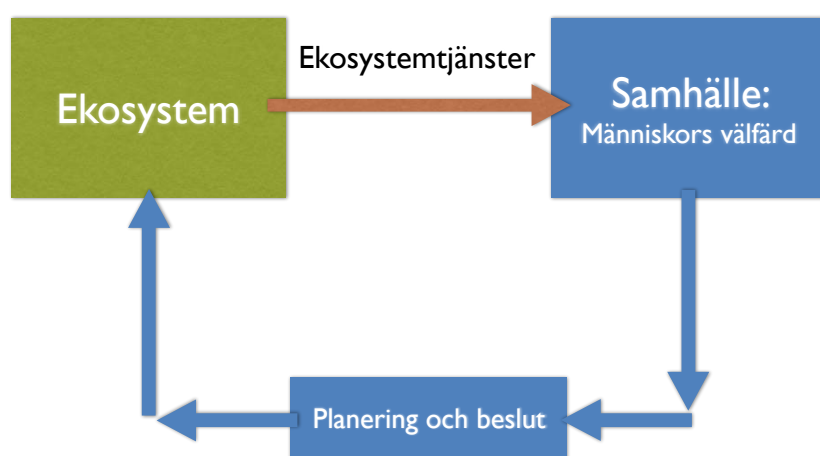
Anna Edström, Gunilla Hjorth, Helene Pettersson, Magnus Sannebro, Maria Tengvard, Christina Wikberger och Helene Lindman från Miljöförvaltningen;
Katarina Borg, Ulrika Egerö, Virginia Kustvall Larsson från Stadbyggnadskontoret;
Eva Vall från Stockholm Vatten AB.

Deltagare i workshops från Calluna AB:

Stephan Barthel, Mattias Bovin, Anna Koffman, Emma Cambell, Elisabeth Lundkvist samt Magnus Tuvendal.

1. Introduktion – var står policy och praktik?

Ekosystemtjänster är ekosystemens direkta och indirekta bidrag till människors välbefinnande. Så formulerar Naturvårdsverket sin definition och denna ansluter till hur begreppet formulerades i det omfattande forskningsprojektet *Millenium Ecosystem Assessment* (2005¹) - ett pionjärarbete med syfte att beskriva ekosystemens tillstånd eller "hälsa" på en global skala och hur förändringar inverkar på människors välfärd. Detta är en bred definition och för att operationalisera "ekosystemtjänster" pågår internationellt² och i Sverige³ arbete med att standardisera vad som menas med olika begrepp och hur gränsdragningar ska göras för att underlätta planeringsarbete (för en sammanställning av definitioner se t.ex. Crossman et al. 2013⁴). Detta är ett forskningsfält och en policy arena som är under snabb utveckling. Vi följer i denna rapport, så långt möjligt, den terminologi som Naturvårdsverket använder.



Figur 1.1. En representation av ideal planering för ekosystemtjänster. Ekosystem levererar ekosystemtjänster till samhället. Planering och beslutsfattande påverkar ekosystem och dess förmåga att fortsätta leverera ekosystemtjänster.

En ekosystemansats i planering och beslutsfattande avser att synliggöra hur människor på olika sätt är beroende av och tillförs värden från omgivande ekosystem (se figur 1.1). Sådana ekosystemtjänster delas vanligen upp i fyra huvudgrupper: Försörjande (t.ex. förnyelsebara naturresurser), Reglerande (processer så som temperatur och dagvatten- och flödesreglering), Kulturella (upplevelsevärden och rekreation), samt Stödjande ekosystemtjänster. Den fjärde kategorin, Stödjande ekosystemtjänster (t.ex. habitat för arter, biologisk mångfald och bildning av jordmån), skiljer ut sig genom att ge förutsättningar för övriga ekosystemtjänster. Dessa benämns ibland som intermediära ekosystemtjänster. Hur ekosystemtjänster definieras och avgränsas följer av en diskussion om vad för nytta som uppstår till följd av ekologiska processer.

Kartläggning av ekosystemtjänster är en insats för att fånga ett flöde från ekosystem till människor. Detta kan ge information och kunskap av stor vikt för att göra en avvägning

¹ www.millenniumassessment.org

² www.cices.eu; www.teebweb.org

³ naturvardsverket.se/ekosystemtjanster

⁴ Crossman, N. D., Burkhard, B., Nedkov, S., Willemen, L., Petz, K., Palomo, I., et al. (2013). A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosystem Services*, 4(C), 4–14. doi:10.1016/j.ecoser.2013.02.001

mellan alternativa planer. Observera att storleken av detta flöde från ekosystem inte är ett mått på ekosystems hälsa i betydelsen förmåga att över tid kunna generera sagda ekosystemtjänster. Biologisk mångfald betraktas i många studier inte som en egen ekosystemtjänst men är starkt knutet till hållbar förvaltning av ekosystemtjänster. Se kapitel 5 för mer diskussion om hur begreppen biologisk mångfald och ekosystemtjänster förhåller sig till varandra.

I juni 2014 tog regeringen beslut om en proposition som lyfter vikten av att synliggöra biologisk mångfald och ekosystemtjänster i beslutsunderlag. Med robusta och trovärdiga metoder för att identifiera, kvantifiera och värdera ekosystemtjänster kan visioner om det hållbara samhället eller den hållbara staden konkretiseras genom att artikuleras med större precision och på ett sätt som är tillgängligt och förståeligt för en bred grupp beslutsfattare och allmänheten. I revidering av ett etappmål i miljömålssystemet har Regeringen beslutat (24 juni 2014) att:

”... senast 2018 ska betydelsen av biologisk mångfald och värdet av ekosystemtjänster vara allmänt kända och integreras i ekonomiska ställningstaganden, politiska avvägningar och andra beslut i samhället där så är relevant och skäligt”.

Denna rapport följer på några tidigare. Ett viktigt underlag för planering är rapporten som togs fram av Colding et al., (2013) i samarbete med Tillväxt, Miljö och Regionplanekontoret (TMR); *Ekosystemtjänster i Stockholmsregionen. Ett underlag för diskussion och planering*⁵. Det är en illustrerad bok som beskriver, på ett sätt som även lekmän kan förstå, hur och varför ekosystemtjänster skapar välfärd för stadsmänniskan. Den fungerar väl i utbildningssyfte.

Ett annat viktigt underlag med direkt bäring på det nya etappmålet är SOU 2013:68, *Synliggöra värdet av ekosystemtjänster – Åtgärder för välfärd genom biologisk mångfald och ekosystemtjänster*, i vilken 25 åtgärdsförslag presenteras fördelade på tre kategorier. Det är 1) Integrering i beslutsprocesser (t.ex. ekonomiska styrmedel och översyn av regelverk), 2) Bättre kunskapsunderlag (t.ex. bedömningar, vägledning samt framtagning av ny statistik och indikatorer) och 3) Lärandeprocesser (forskning, stöd till kommuner och regionalt arbete samt samlad utvärdering av åtgärder efter 2018). Förslagen i SOU 2013:68 pekar på en möjlig inriktning av framtida policy och utformning av kommande regelverk. Utredningen gör därutöver en poäng av att dessa tre kategorier av åtgärder inte ska ses som väsensskilda från varandra utan understryker vikten av att åtgärder behöver relateras varandra. Föreliggande rapport bidrar fram för allt till punkten två ovan.

Idag drivs integrering av ekosystemtjänster på kommunal nivå av pionjärer - ett antal kommuner som går före. Här går praktiken före och driver policy medan i andra kommuner så efterfrågas och inväntas riktlinjer och instruktioner för att gå vidare med arbete om hur värdet av ekosystemtjänster ska integreras inom olika instrument till stöd för planering och beslut (efter Workshop ”Hur jobbar vi med ekosystemtjänster i praktiken”, Vattendagarna 2014). I december 2014 omnämndes ekosystemtjänster i översiktsplanering i var tionde kommun. Stockholms stad ligger här i framkant av utvecklingen och bidrar genom sitt exempel till att forma hur dessa frågor tas upp i andra kommuner.

Forskning och praktik om ekosystemtjänster har utvecklats i en dramatisk takt det senaste decenniet och är under fortsatt snabb utveckling. Av detta följer att parter engagerade i att

⁵ Colding, J., Marcus, L., Barthel, S., Andersson, E., Jansson Å, and Borgstrom, S. (2013). *Ekosystemtjänster i Stockholmsregionen. Ett underlag för diskussion och planering*. Fidelity, Stockholm. ISSN 1104-6104.

synliggöra ekosystemtjänster i planering och beslutsfattande behöver ha beredskap att följa detta dynamiska kunskapsfält, uppdatera råd och rekommendationer och ompröva metoder.

Flera försörjande ekosystemtjänster är väl kända, noggrant bokförda och finns kanske prissatta och handlas med på en öppen marknad - bäst representerade av de areella näringarna. För andra, som t.ex. minskad klimatpåverkan genom koldioxidinlagring, pågår försök med olika betalningsmetoder för att göra det ekonomiskt rationellt för den enskilda markägaren att leverera ekosystemtjänster som bidrar med processer som är till nytta för sakägare på annan plats⁶. Fortfarande är många ekosystemtjänster ”osynliga” och bidrar med värden som idag ges liten eller ingen plats alls i beslutsfattande.

1.1 Uppdraget

I oktober 2014 upphandlade Stockholm stad kartläggning och analys av ekosystemtjänster under fyra rubriker: Biologisk mångfald, Dagvatten- och flödesreglering, Temperaturreglering samt Rekreation. Denna rapport redogör för metoder, analyser och resultat kring de tre första vilka Calluna AB fick förtroende att kartlägga. Det fjärde delprojektet, Rekreation, redovisas av annan konsult.

I anbudsinbjudan står om Stockholms stads ambition att utveckla parker och natur i staden för att klara den stora stadstillväxten. Stockholms åttonde miljöprogram (2012-2015) lyfter fram att:

”Stadsbyggandet bör ... ta hänsyn till förutsättningar för biologisk mångfald och dess ekosystemtjänster” (Stockholms miljöprogram 2012-2015, p. 20).

Staden behöver underlag för en långsiktig och utvecklingsinriktad grönplanering för att kunna möta framtidens gröna behov. Utöver stads- och befolkningstillväxt så har planeringen av staden även potentiella klimatförändringar att ta hänsyn till. Att kartlägga och analysera vilka ekosystemtjänster som stadens gröna miljöer bidrar med och hur dessa kan tas tillvara är viktiga planeringsförutsättningar inför framtiden. De delprojekt som har definierats i beställningen bidrar här med ny kunskap.

Vi har analyserat och kartlagt potential att producera ekosystemtjänster med hög rumslig upplösning ur ett landskapsekologiskt perspektiv (se avsnitt 6.2.1 för diskussion om potential, flöde respektive behov av ekosystemtjänster). Ekosystemtjänster kan integreras i beslutsfattande på olika skalor – allt från översiktsplanering till byggnaders utformning och beslut om gröna designelement (som val av trädart att plantera) på en tomt. Landskapsperspektivet är viktigt för att sätta in en tomt eller enskild byggnad i ett större ekologisk sammanhang – så enskilda gröna design-element bidrar till ett större ekologisk nätverk och vice versa.

2. Angreppssätt

2.1 Avgränsning, klassificering och kartering

Karteringen av ekosystemtjänster är begränsad till Stockholms Stad (men hänsyn har tagits till den omgivande regionala grönstrukturen i analyser). Vi har inte kartlagt marina och limniska ekosystemtjänster. Vi har också begränsat oss till att kartera produktion av ekosystemtjänster

⁶ www.un-redd.org

oberoende av hur efterfrågan på dem ser ut; detta benämner i vi rapporten som kapacitet (synonymt med potential) att producera ekosystemtjänster.

För kartläggning av biologisk mångfald har vi analyserat tre ekologiska nätverk. Dessa är utvalda i samråd med beställare för att vara lokalt relevanta och för att komplettera varandra genom att väsentligt skilja sig från varandra. Livsmiljöer (habitat) har identifierats för utvalda fokusarter och kartläggningen identifierar hur olika områden bidrar med olika funktioner för fokusarterna. Sammantaget pekar dessa tre analyser på områden av särskild vikt för biologisk mångfald i landskapet.

I kartor som beskriver Temperaturreglering och Dagvatten- och flödesreglering har vi använt en relativ skala (1-5) för bedömning av områdets kapacitet att producera de olika ekosystemtjänsterna. En femgradig skala används av kartografiska skäl och av pedagogiska skäl. En sådan skala går t.ex. att relatera till den förra betygsskalan i skolan där en "femma" var ett utmärkt betyg och en "etta" var ett dåligt betyg⁷. Vid graderingen har vi varit konsekventa så att graderings-skalan följs för samtliga kriterier, d.v.s. att en graderingsskala 1-5 har samma betydelse för alla kriterier (se utförlig beskrivning i Appendix A). Att konsekvent använda sig av en och samma skala underlättar vid *multikriterieanalys* och sammanslagning av GIS lager enligt 2.3. Nedan följer ett resonemang kring den graderingsskala som använts:

1=Ringa eller ingen kapacitet. Gul färg. En etta betyder att en ekosystemtjänst troligtvis inte produceras, men kan även betyda att området negativt påverkar produktionen av ekosystemtjänsten i fråga. För biologisk mångfald har exempelvis barriärer och odugliga livsmiljöer karterats med gul färg (=1). Steget mellan (1) och (2) är således relativt större än stegen mellan (2), (3), (4) och (5).

2=Viss kapacitet. Ljusgrön färg. En tvåa betyder att området positivt påverkar produktionen av ekosystemtjänsten i fråga, men dock med en relativt låg kapacitet.

3=Påtaglig kapacitet. Mörkare grön färg. En trea betyder att området har en god produktion av ekosystemtjänsten i fråga.

4= Stor kapacitet. Blå färg. En fyra betyder att området har en mycket hög produktion och en avgörande roll för produktionen av ekosystemtjänsten i fråga.

5= Mycket stor kapacitet. Mörkblå färg. En femma betyder att området har ovanligt stor produktion och direkt avgörande roll för ekosystemtjänsten i fråga.

2.2 Datainsamling

Stockholms stad har försett projektet med underlag och med expertis. Projektet har fått ta del av stadens kartdata material som ligger till grund för analyserna i denna rapport, så som exempelvis Stockholm stads biotopkarta, Stockholm stads laserdata, Svenskt Marktäckedata (SMD), Stockholm stads baskarta (se appendix A för utförlig beskrivning). En serie av arbetsmöten ligger som grund för kritiska beslut. Besluten har alltid tagits i konsensus mellan experter på Stockholms stad och experter på Calluna. Internationella databaser har använts vid insamling av relevant litteratur. För mer ingående information om datainsamling se Appendix A-metodik.

⁷ Även den nya Bolognaskalan har en femgradig skala av godkända betyg (E-A).

2.3 Multikriterieanalys

För ekosystemtjänsterna temperaturreglering och dagvatten- och flödesreglering använder vi en s.k. *kompensationsmultikriterieanalys* som metod för värdering i en relativ skala 1-5. Detta innebär att en låg gradering för ett kriterium för en specifik ekosystemtjänst, har möjlighet att kompenseras av en hög gradering för ett annat kriterium för samma ekosystemtjänst (enligt Bergström 2005⁸). Som exempel kan nämnas att områdets kapacitet för temperaturreglering uppskattas genom kriterierna *Marktäcke*, *Skuggverkan* och *Evapotranspiration* (se sektion 3). En specifik pixel (d.v.s. ett område på kartan) graderas enligt varje enskilt av dessa kriterier i skalan 1-5 (ovan). De olika kriterierna i sin tur kan värderas ha olika inverkan på ekosystemtjänsten i fråga. Kriterierna kan således ges olika "vikt" vid en överlagring (av GIS-skikt) till en karta som visar pixelns kapacitet att producera ekosystemtjänsten (se appendix A för utförlig beskrivning av metoden).

De analyserade olika ekologiska nätverken har inte på motsvarande sätt summerats till en karta för biologisk mångfald. Orsaken är att de tre ekologiska nätverken ofta är rumsligt exkluderande relativt varandra. Kartering av medelvärden (enligt kompensationsmultikriterieanalys) relaterat dessa nätverk skulle innebära värdering angående att vissa ekosystem är viktigare än andra för biologisk mångfald. Som exempel kan nämnas att höga värden inom barrskogsnätverk och höga värden inom ädelträdlövsnätverk mycket sällan kan förekomma på samma plats, eftersom det rör sig om olika ekosystem. En kompensationsmultikriterieanalys antar automatiskt att inga synergieffekter finns mellan dessa olika ekologiska nätverk för generering av biologisk mångfald på landskapsskalan. Forskning från Stockholm inom urbanekologi visar snarare på motsatsen (Lundberg, et al., 2008⁹).

⁸ Bergström, A. 2005. Metod för bedömning av dagvattenutsläpp till sjöar i Stockholmsområdet. Stockholm Vatten. Rapport 04-2005

⁹ Lundberg, J., Andersson, E., Clearly, G., Elmqvist, T. 2008. Linkages beyond borders: targeting spatial processes in fragmented urban landscapes. *Landscape ecology* 23(6), 717-726.

3. Ekosystemtjänsten Temperaturreglering

3.1 Vad innebär ekosystemtjänsten Temperaturreglering?

Ekosystemens temperaturreglerande kapacitet gör mest nytta i relation till långvarig värmebölja med stiltje (dvs. 25 grader C i minst 5 dagar i följd), då vi under tre årstider har det relativt svalt. Många älskar värmeböljor eftersom de ofta sammanfaller med semestern, men de tillhör faktiskt de väderfenomen som kräver allra flest dödsoffer och dessa förväntas att intensifieras framöver på grund av klimatförändringar. SMHI räknar med att man registrerar den första dagen över 40 grader i Sverige inom 20–30 år. Det skulle motsvara strålningstemperaturer en bra bit över 60 C för solbelysta platser i Stockholm vilket innebär hög nivå av värmestress (Lindberg et al., ¹⁰). Studier på Stockholm visar att ihållande höga temperaturer ökar dödligheten mer per dag som värmen håller i sig (Rocklöv et al. 2011¹¹). Riskgrupper är hjärt-, kärl- och lungsjuka, småbarn och äldre, speciellt de som vistas mycket inomhus då inomhustemperaturerna kan bli betydligt högre beroende på byggkonstruktion och ventilation (Svensdotter och Lindgren, 2012¹²).

3.2 Indata

Vår analys bygger på litteraturen (referenser ges i texten nedan), på biotopkartan och på laserdata (se appendix A).

3.3 Hur man kan tänka vid en klassificering av Temperaturreglering?

Temperaturreglering som ekosystemtjänst beror på skuggning och evapotranspiration. Detta medför att träd, buskar och markvegetation har betydelse, samt på om markytan är hårdgjord eller inte. Hårdgjorda ytor och berg har en snabbare yt-avrinning vilket leder till lägre avdunstning. Hårdgjord mark och tät bebyggelse utan vegetation håller en relativt högre temperatur dygnet runt, och medför ringa eller ingen kylande effekt. Vattenytor sänker temp. under dagen med drygt en grad (Norman 2011¹³), mer om det är sjöbris, men de värmer luften under natten.

¹⁰ Lindberg, F., Johansson, L., Thorsson, S. Rumsig variation av strålningstemperatur i Hjorthagen och på Östermalm. rapport Göteborgs Universitet, Institutionen för geovetenskap.

¹¹ Rocklöv J, Ebi K & Forsberg B, (2011). Mortality related to temperature and persistent extreme temperatures: a study of cause-specific and age-stratified mortality. *Occup Environ Med* 68(7): 531-536.

¹² Svensdotter, M and E. Lindgren, 2012. Hälsoeffekter av ett förändrat klimat – risker och åtgärder i Stockholms län. Lanstyrelsen i Stockholms Län. ISBN: 978-91-7281-478-3.
www.lansstyrelsen.se/stockholm/klimatanpassning

¹³ Norman, M. 2011. Sommartemperaturen i Stockholm. Miljöförvaltningen. SBL analys, 3:2011, www.slb.nu



Figur 3.1. Trädens skugga ger svalka under heta sommardagar.

Skogar med stora träd kyler effektivt under hela dygnet och håller en lägre absolut nattemperatur jämfört en innerstadsmiljö utan vegetation. Grönområdets areal har dessutom bäring på hur långt utanför gränserna som kyleffekten sträcker sig, framför allt nattetid. Men skillnaderna är även beroende på vindhastighet. Vid friska vindar (min. 5-6 m/s) minskar relativa temperaturskillnader mellan grönområden och den byggda miljön. Vid svaga vindar (max 2 m/s) finner man den kylande effekten främst nedströms i vindriktningen grönskan (Uppmanis et al., 1998¹⁴).

Vegetationens kylande effekt skiljer sig mellan dag och natt. Observera att regleringen av temperatur under natten har större betydelse för hälsorelaterad värmestress relaterat immobila riskgrupper, medan skuggverkan och kylning dagtid är direkt kopplat till ett behagligare mikroklimat (Svensdotter och Lindgren, 2012). Den upplevda temperaturen, inte bara den absoluta temperaturen, är kopplad till välbefinnande och hälsoeffekter (Ibid.), och den upplevda temperaturen är radikalt lägre i skuggan jämfört med solbelysta ytor (Mayer et al., 2009¹⁵). Nedan specificerar vi hur klassificering av kapacitet för temperaturreglering erhållits.

3.3.1 Temperaturreglering under dagen

De kriterier som används för temperaturreglering dagtid är *marktäcke* (biotop), *skuggverkan* och *evapotranspiration* (beräknas genom volymen på vegetationen). Metodik för beräkning av dessa kriterier finns utförligt beskrivet i Appendix A.

Dagtid påverkar främst skuggverkan den upplevda temperaturen och skuggverkan kartläggs genom kriterierna *krontäckning* och *volym*. Det är framförallt strålningstemperaturen (bero-

¹⁴ Uppmanis, H., Eliason, I., Lindqvist, S. 1998. The influence of green areas on nocturnal temperatures in a high latitude city (Göteborg, Sweden). *International Journal of Climatology* 18, 681-700.

¹⁵ Mayer, H., Kuppe, S., Holst, J., Imbery, F. & Matzarakis, A. 2009: Human thermal comfort below the canopy of street trees on a typical Central European summer day. I: Mayer, H. & Matzarakis, A. (red.) 5th Japanese-German Meeting on Urban Climatology. Ber. Meteor. Inst. Univ. Freiburg Nr. 18: 211-219.

ende på kortvågig strålning) som sänks i skuggan dagtid (Thorsson 2012¹⁶). Den maximala kylningen av den omedelbara luften under täckande trädskronor kan uppgå till 14° C i upplevd temperatur jämfört med solbelyst innerstadsmiljö (cf. Mayer et al., 2009), medan den absoluta kylningen av luften kan uppgå till 2,5° C (Lehman et al., 2014¹⁷).

Volym har även bäring på vegetationens transpiration som har en kylande effekt. Den mesta av volymen vegetation återfinns i trädens kronor. Fuktskogar antas ha bättre tillgång till grundvatten än torra friska skogar under värmeböljor och därmed fylligare lövverk som ger högre volym och mer transpiration (Thorsson 2012). De förväntas därmed ha större kylkapacitet än torra och friska skogar enligt biotopkartan. Fuktskogar klassificeras därmed lika under värmeböljor som ädellövskog som ofta har mer voluminösa kronor.

Öppen gräsmark har ringa förmåga att sänka temperaturen under dagen, men kyler å andra sidan effektivt under natten då ringa hinder för utstrålning finns där. Under värmeböljor förväntas våta gräsmarker (enligt biotopkartan) att torka upp, och våtmarker minska i utbredning då grundvattnet sjunker undan. All mark som klassificeras som öppen (dock ej våtmarker) enligt biotopkartan samlas således under en och samma klass. Tät bebyggelse med 10-30% vegetation har påtagligt kylande kapacitet under de hetaste timmarna, men under natten har denna biotop ringa kylande kapacitet (Lehman et al., 2014).

Tabell 3.1. Klassificering av ekosystemens temperaturreglerande kapacitet under dagen med indata från Biotopkartan (för detaljerad information-se appendix A).

Temperaturreglering dag	Exempel Biototyp/klassning
Ringa eller ingen kapacitet (1)	Vegetationslösa ytor och tät bebyggelse
Viss kapacitet (2)	Öppna gräsmarker och gles bebyggelse
Påtaglig kapacitet (3)	Halvöppna gräsmarker och öppet vatten
Stor kapacitet (4)	Torr och frisk skog
Mycket stor kapacitet (5)	Ädellövskog, skogsmyr och fuktskog

Att vegetationslösa ytor och bebyggelse redovisas i ovanstående tabell som biotoper beror på att de klassificeras som biototyper i Stockholms stads biotopkarta, vilket är det dataunderlag som utgör grunden i de analyser som tagits fram i det här arbetet. Bebyggd eller hårdgjord mark är inga ekosystem eller naturliga biotoper, utan anledningen att sådana marktyper benämns som biotoper i det här projektet beror på den semantik som valts vid framtagandet av stadens biotopdatabas.

3.3.2 Temperaturreglering under natten

Kriterierna för kylning är nattetid är *marktäck* (biotopklassning), *area* (area av sammanhängande grönområde) och *evapotranspiration* (vegetationens volym på platsen). Analyser av laserdata jämförs och aggregeras med analyser av biotopkartan med stöd av aktuell litteratur om ekosystemtjänsten temperaturreglering, framför allt med utgångspunkt i Lehman et al. (2014) och Upmanis et al., (1998). Metodik för beräkning av dessa kriterier finns i Appendix A, samt i figur 3.1 nedan.

¹⁶ Thorsson, S. 2012. Stadsklimatet. Åtgärder för att sänka temperaturen i bebyggda områden. Rapportnr. FOI-R--3415--SE. ISSN 1650-1942.

¹⁷ Lehman, I., Mathey, J., Rössler, S., Brauer, A., Goldberg, V. 2014. Urban vegetation structure types as a methodological approach for identifying ecosystem services – Application to the analysis of microclimatic effects. Ecological Indicators, 42: 58-72.

Möjligheten att öppna fönster och släppa in sval luft vid insomning har en tydlig koppling till välbefinnande. I en studie av temperaturer nattetid i urbana parker observerade Spronken-Smith (1994¹⁸) att utstrålning är den dominerande effekten, men att även evapotranspiration bidrar på ett signifikant sätt (speciellt vid solnedgång) och att även ytemperatur och värme-lagringsförmåga inverkar (Upmanis et al., 1998). Ytors temperatur vid inledningen av natten är beroende på om de varit solbelysta eller varit i skugga. Evapotranspiration handlar om förlust av vattenånga från vegetationen vilket kyler luften. För nattemperatur är klassificering gjort i relation till inledningen av natten, då det korrelerar med insomningssvårigheter under värmestressperioder, samt för perioden när transpiration från vegetationen har som högst relativ kylande kapacitet under natten. Då volym har bäring på både skuggverkan och transpiration identifieras detta genom analyser av laserdata (se appendix A). Ökad grad av krontäckning kyler dock sämre under småtimmarna, då utstrålningen minskar vid ökad krontäckning. Vid denna tid på dygnet kyler halvöppna gräsmarker mer effektivt. Möjligen har detta något mindre betydelse för välbefinnande på våra breddgrader med våra korta sommarnätter. Klassificeringen sker därefter (se tabell 3.2).

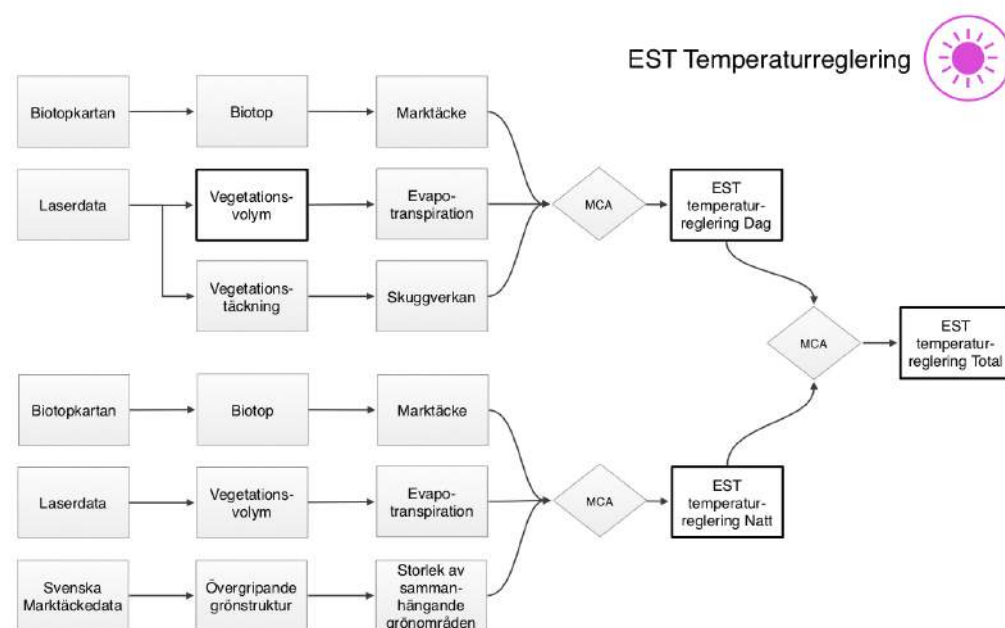
Tabell 3.2. Klassificering av ekosystemens temperaturreglerande kapacitet under natten med indata från Biotopkartan (för detaljerad information-se appendix A).

Temperaturreglering natt	Exempel Biototyp/klassning
Ringa eller ingen kapacitet (1)	Hårdgjorda ytor, vatten och bebyggelse
Viss kapacitet (2)	Öppna gräsmarker
Påtaglig kapacitet (3)	Gräsmarker med träd och buskar (halvöppen)
Stor kapacitet (4)	Torr och frisk skog
Mycket stor kapacitet (5)	Ädellövskog och fuktskog

För kylning under natten påverkar grönområden temperaturen *långt utanför gränserna*. Temperaturskillnaden som uppstår mellan grönområdet och den bebyggda miljön nattetid ger upphov till svaga vindar. Ur ett hälsoperspektiv är detta betydelsefullt främst under inversionsnätter (Svensdotter och Lindgren, 2012). Då spelar arean på området en avgörande roll. Stora mosaik-landskap kan hålla temperaturer som ligger upp till sex grader under innerstaden och kyla ca 1500 m utanför dess gränser (Upmanis et al., 1998; Thorsson 2012).

Större grönområden kyler lyften mer effektivt samt att denna kylkapacitet sprider sig längre utanför grönområdets gränser (Upmanis et al., 1998). Vår beräkning av grönområdenas storlek i relation till kylning utanför gränserna på natten bygger på en försiktig tolkning av Upmanis et al., (1998). Sammanhängande grönområde beräknas utifrån marktäckedata (se figur 3.2). Här ingår en sammanslagning av klasserna skogsmark, öppen mark med vegetation och myrmark (se appendix A).

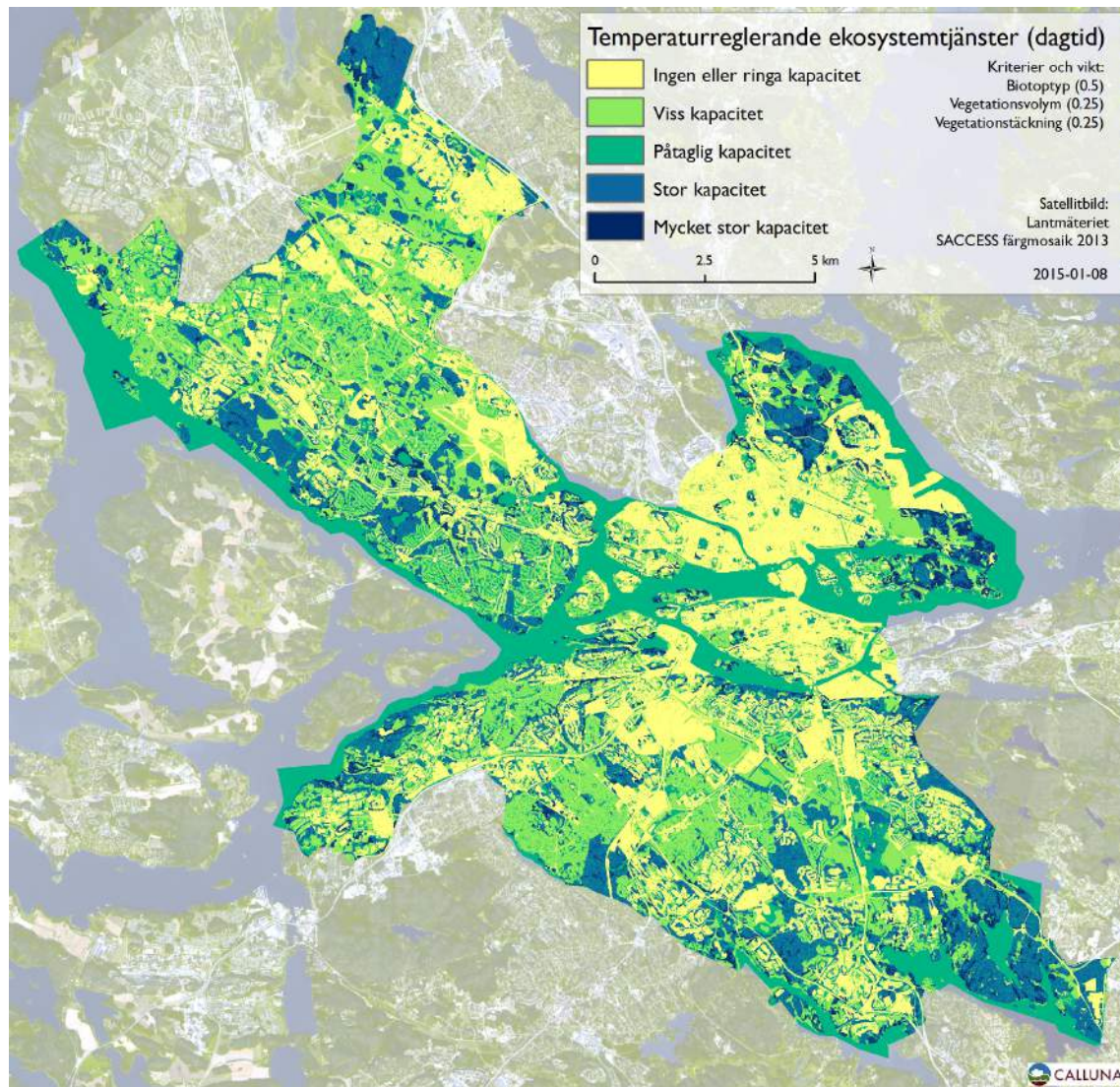
¹⁸ Spronken-Smith, R.A. 1994. *Energetics and cooling in urban parks*. Ph.D. Thesis, The University of British Columbia, Vancouver, 204 pp.



Figur 3.2. Figuren visar tillvägagångssättet i kartläggning och analys av ekosystemtjänsten temperaturreglering. Tre kriterier vägs samman för att kartlägga temperaturreglering dagtid respektive nattetid. Skuggverkan antas här endast ge effekt på under dagtid medan Storlek av sammanhängande grönområden antas här endast ge effekt nattetid.

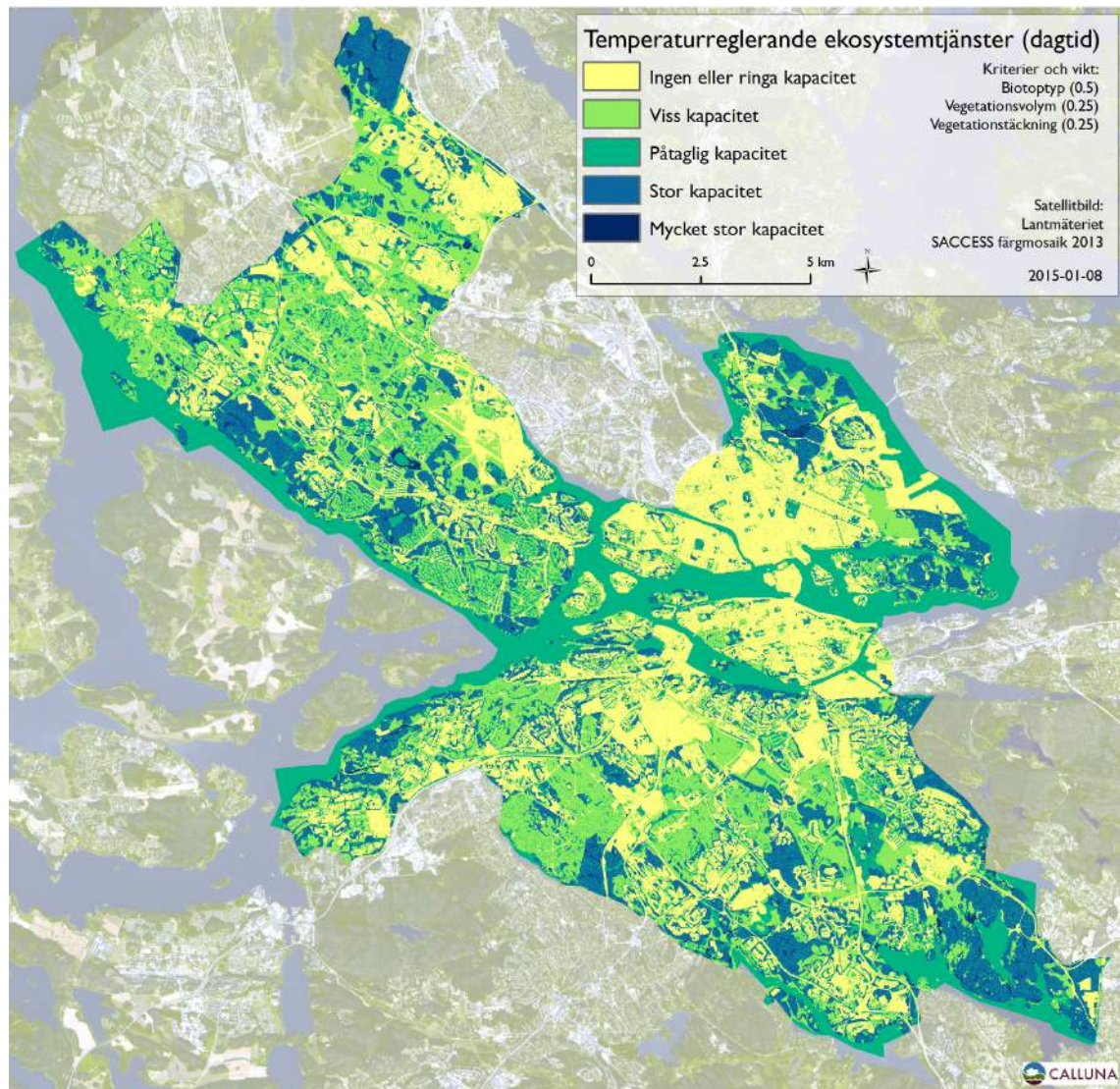
3.4 Multikriterieanalys av Temperaturreglering

För temperaturreglering under dagen ges krontäckning och volym samma vikt (25% vardera) medan typ av biotop viktas med återstående 50%. Information som kommer från biotopkartan väger alltså lika mycket som informationen som kommer från laserdata vid bedömningen av temperaturreglering. Vi bedömer att använd metod för krontäckning och volym som bygger på analys av laserdata och har högre rumslig precision än biotopkartan speciellt i den byggda miljön, men den medför samtidigt en viss överskattning. Detta kompenseras för genom den viktning vi använder (se appendix för metodik).



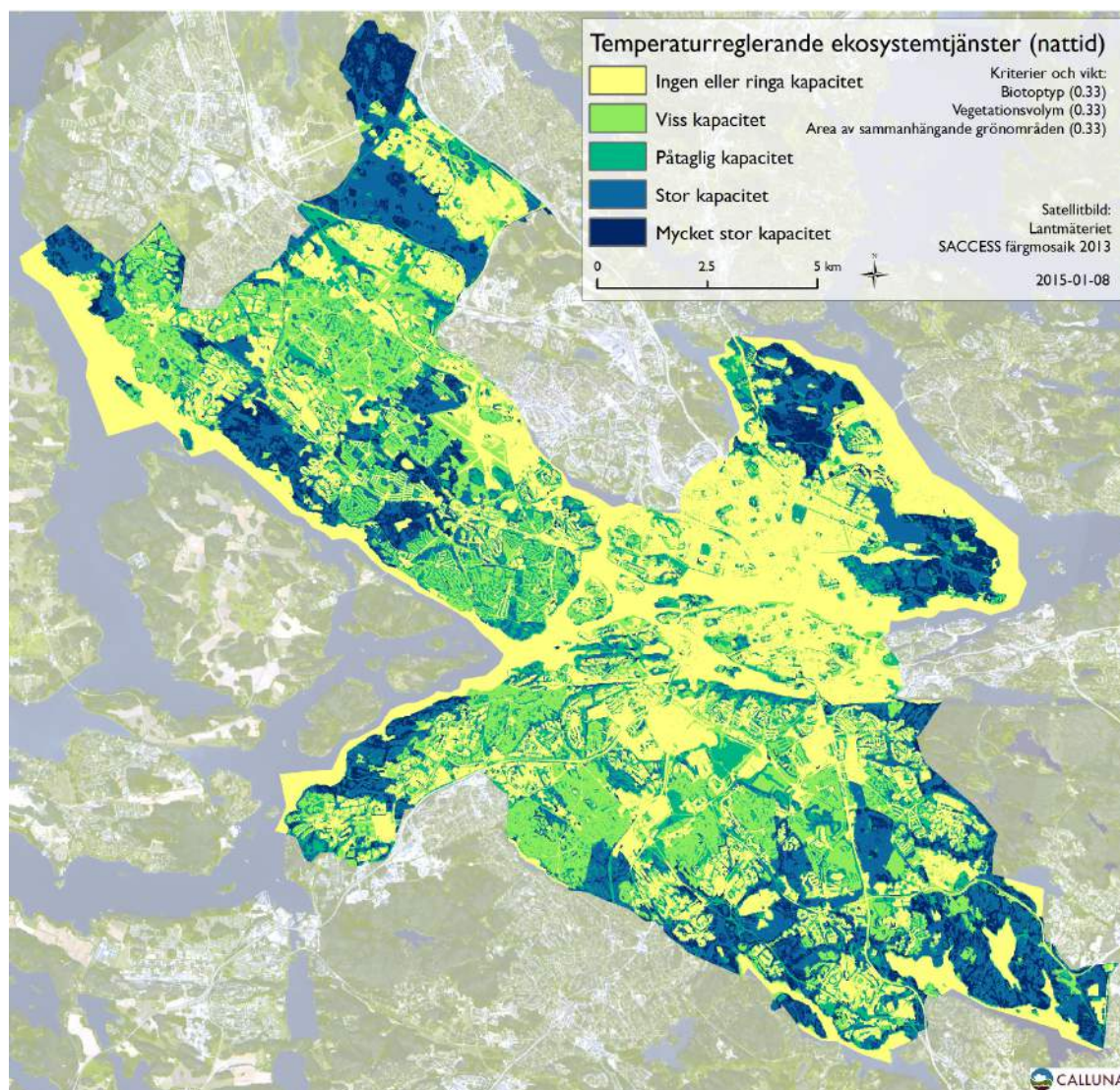
Figur 3.3a. Karta över temperaturreglerande ekosystem i Stockholm under dagen.

I ovanstående karta har ädellövskog klassificerats efter samma förmåga att reglera temperatur under dagen som fuktskogar. Detta beror främst på att ädellövskogen, till skillnad från triviallövskog och barrskog, kan vara lägre och bredare, vilket i några fall kan resultera i att vegetationsvolymen underskattas för ädellövskog. Ett sådant argument är dock inte allmängiltigt eftersom det även finns väldigt höga ädellövsträd som därmed ger utslag i skiktet med vegetationsvolym. Därför gjordes ytterligare en GIS-analys där ädellövskog klassificerades till samma nivå som övrig lövskog vad gäller temperaturreglering under dagen (figur 3.3b).



Figur 3.3b. Karta över temperaturreglerande ekosystem i Stockholm under dagen där ädellövs-kog klassifi-cerats likvärdigt triviallövs-kog.

När ädellövs-kogen klassificeras till samma nivå som övrig lövs-kog är det endast fuktskogarna som framträder i ovanstående karta. Se exempelvis Frescati eller Kyrksjön. Inom ramen för projektet går det inte att utreda vilken klassificering av ädellövs-kogens kapacitet att reglera temperatur under dagtid som är mest korrekt.

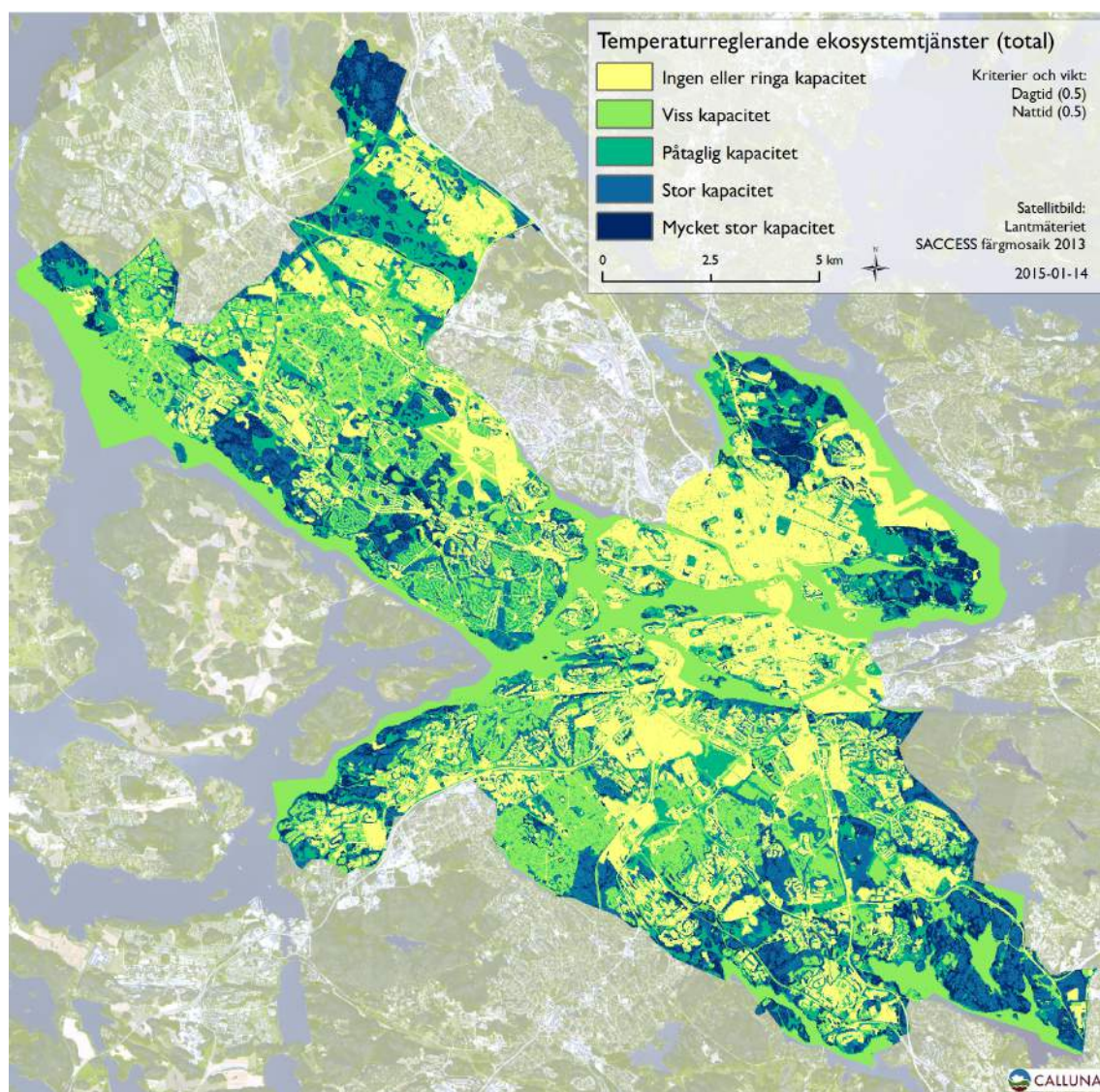


Figur 3.4. Karta över temperaturreglerande ekosystem i Stockholm under natten. Kriterierna för temperaturreglering natt som innefattar volym, area och biotop ges här samma vikt (33.33% vardera).

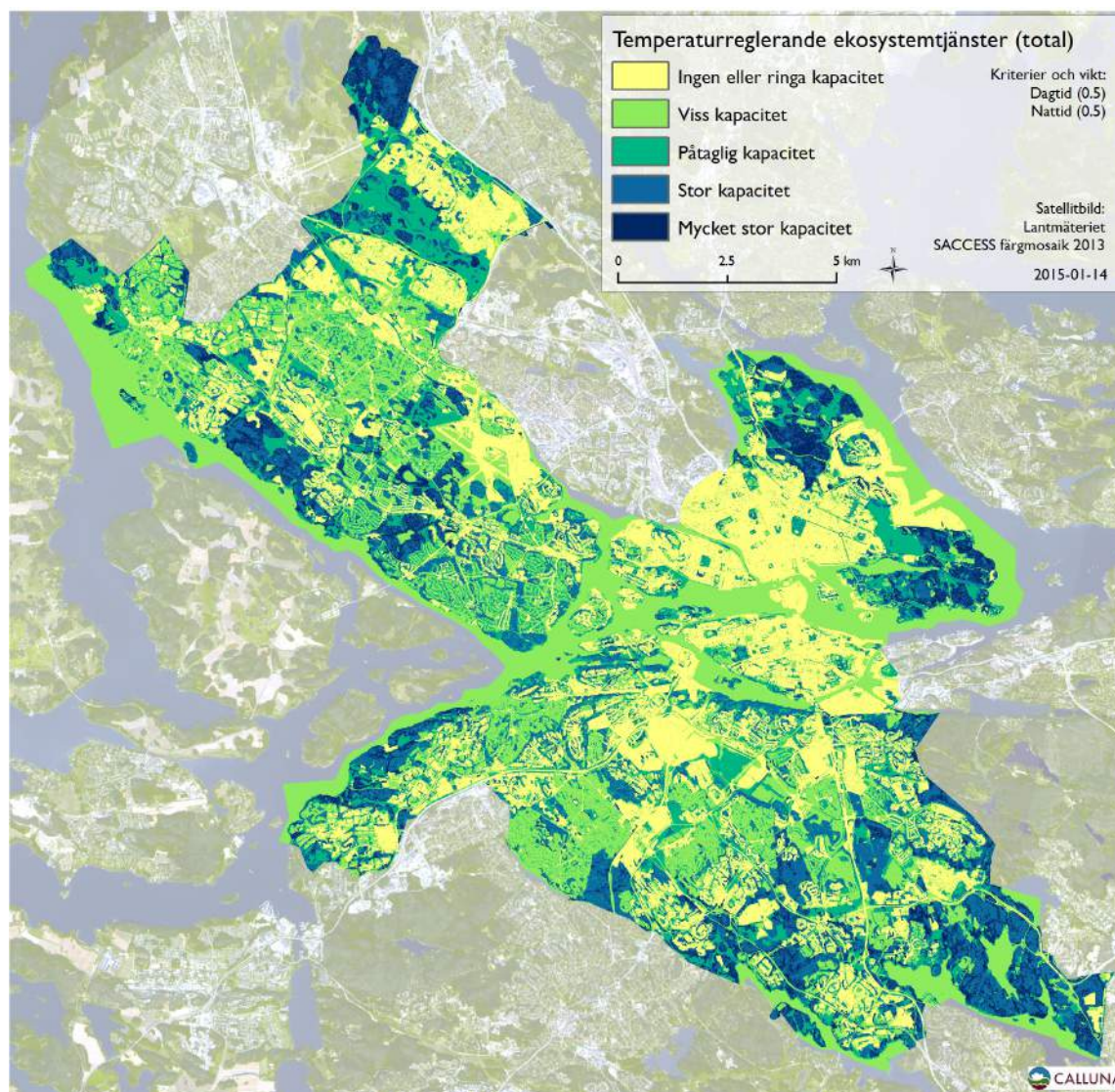
Vi använder en kompensationsmultikriterieanalys (KMKA) och då tillåts en låg gradering för ett kriterium för temperaturreglering kompenseras av en hög gradering för ett annat kriterium för samma ekosystemtjänst (Bergström, A. 2005). I fallet temperaturreglering för dag kan således en låg gradering för volym kompenseras av en hög gradering för biotop. Likaså i fallet temperaturreglering för natt kan en låg gradering för volym kompenseras av en hög gradering för areal. Gemensamt för ovanstående är om områden/pixlar erhåller höga värden genom dessa kriterier i karts kalan 1-5, har områdena i fråga en stor kapacitet att reglera temperaturen mot ett mer behagligt klimat.

I en sammanslagen karta av både temperaturreglering dagtid som nattetid (figur 3.5a och 3.5b) finner vi, i ovan redovisad litteratur, otillräckligt underlag för att avgöra om nattkyllning eller reglering av temperaturen dagtid är viktigare för välbefinnande och hälsa. Nattkartan viktas därför lika som kartan för temperaturreglering dagtid (dvs 50% vardera). Här redovisas två kartor, figur 3.5a som visar den sammanslagna analysen där ädellövskog har samma gradering som fuktskogar för temperaturreglering dagtid, och figur 3.5b som visar den

sammanslagna analysen där ädellövskog har nedgraderats till samma nivå som övriga lövskogar.



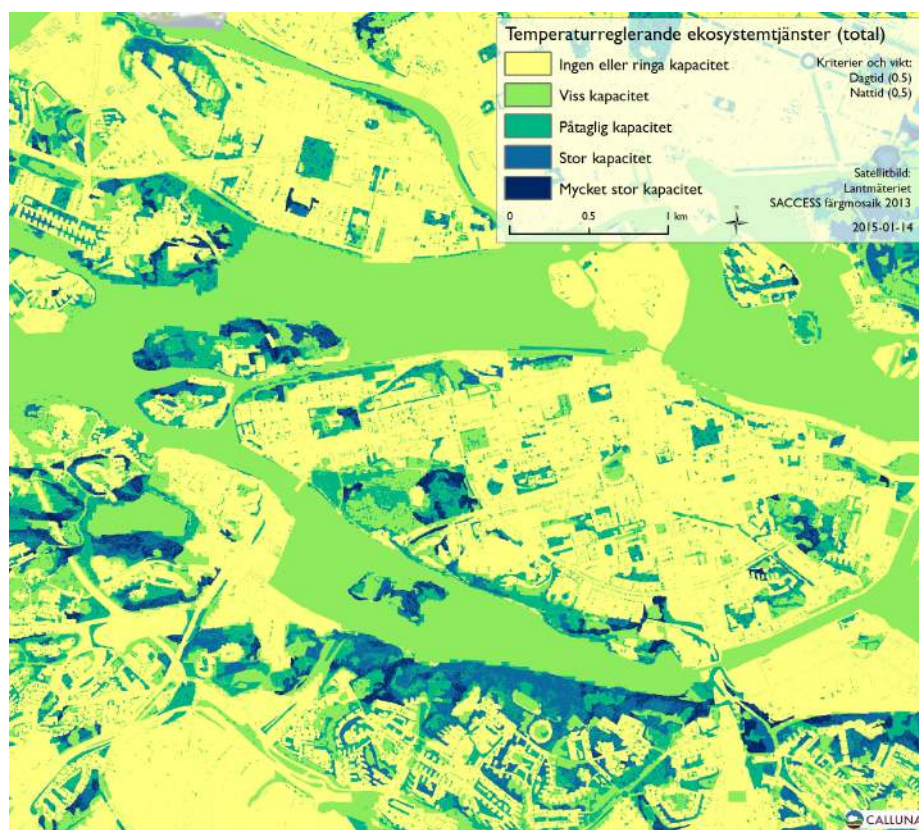
Figur 3.5a. Sammanslagen karta över temperaturreglande ekosystem i Stockholm.



Figur 3.5b. Sammanslagen karta över temperaturreglerande ekosystem i Stockholm där ädellövs-kogens kapacitet att reglera temperatur under dagtid har nedklassificerats.

Vid en jämförelse av de båda kartorna 3.5a och 3.5b framträder ädellövs-kogens betydelse även vid antagande att dess temperaturreglerande kapacitet inte ges den högsta klassningen för temperaturreglering dagtid (se figur 3.3b). Detta beror främst på att ädellövs-kogsbiotopens kapacitet att reglera temperatur under natten ger utslag..

Eftersom skillnaderna mellan de olika kartorna för temperaturreglering dagtid är små, används endast kartan i figur 3.5a i den slutgiltiga analysen där Calluna kombinerar temperaturreglering med dagvatten- och flödesreglering samt biologisk mångfald.



Figur 3.6. Detaljnivå temperaturreglering Södermalm och Årstadskogen i Stockholm.

3.4.1 Möjliga förhållningssätt till kartorna för Temperaturreglering

De mörkblå och blå områdena på värdekartan har mycket stor eller stor kapacitet att producera ekosystemtjänsten. Vid bebyggelse och andra typer av exploatering bör noggranna analyser göras för hur detta påverkar hälsoaspekter relaterat till värmestress i det större stadslandskapet. De mörkgröna och ljusgröna områdena har påtaglig respektive viss kapacitet och även här bör noggranna analyser göras vid exploatering. De gula områdena indikerar en avsaknad av tjänsten och här bör analyser göras för hur man kan stärka ekosystemtjänsten temperaturreglering.

4. Ekosystemtjänsten Dagvatten- och flödesreglering

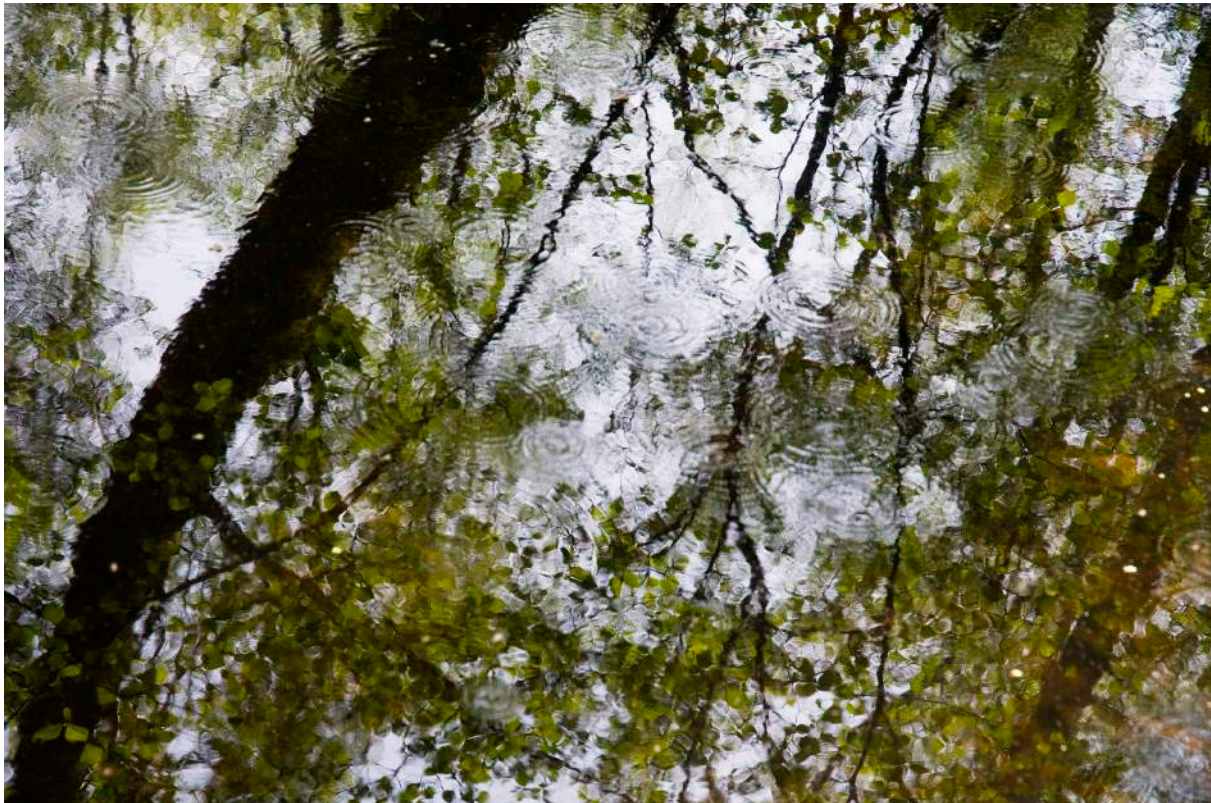
4.1 Vad innebär ekosystemtjänsten Dagvatten- och flödesreglering

Teknisk infrastruktur är utformad för att förhindra översvämningar genom att leda bort överskott av vatten till närliggande recipienter, avloppssystem och dagvattendammar. Klimatförändringar förutspås kunna orsaka högre vattenflöden i form av både mer och intensivare regn och skyfall i framtiden, samtidigt som Stockholm förutspås växa dramatiskt fram till 2050. En sådan urbanisering medföljer ökad andel hårdgjorda ytor relaterat naturområden, vilket ökar yt-avrinning. Detta scenario innebär alltså en ackumulering av stressfaktorer på ovan infrastruktur. Inte endast tekniska system påverkar och reglerar vattenflöden i landskapet och det är i detta ljus som denna ekosystemtjänst är av intresse för Stockholms stad. Uppdraget består i att kartlägga ekosystemtjänsten *dagvatten- och flödesreglering* (kortform: *EST Vattenreglering*). Detta görs, metod beskriven nedan, utan hänsyn till utformning av tekniska system för flödesreglering. Här kartlägger vi ekosystemens *potential* att reglera dagvattenflöden.

En näraliggande ekosystemtjänst till denna är *reglering av vattenkvalitet*. Kartläggning av den senare ingår inte i föreliggande uppdrag men det bör poängteras att dessa två ekosystemtjänster sannolikt i mycket är samlokaliserade. Hantering av dagvatten i urbana miljöer är dels en flödesproblematik och dels en problematik kopplat till vattenkvalitet och rening av vatten. Urbana gröna strukturer kan samtidigt bidra till att möta båda dessa utmaningar.

Hur väl ekosystemens potential att reglera dagvattenflöden, och reglering av vattenkvalitet, tas till vara beror på design av dessa urbana grönytor samt hur dessa ytor nås av vattenflöden från olika hårdgjorda ytor under normalflöden respektive i situationer med mer extrema flöden. Här finns en möjlighet att i design och planering, särskilt vid ny- och ombyggnation, att leda normal-flöden till grönytor. Detta är frågor för framtida studier.

Dagvatten- och flödesreglering anses som en av de viktigaste av ekosystemtjänster för städer därför att sådan reglering kan bidra till att minska översvänningsrelaterade risker (Fisher et al. 2009; Boyd et al, 2007; Burkhard et al. 2012). Oplanerad reduktion av denna ekosystemtjänst kan orsaka fler lokala översvämningar beroende på krympande naturliga ytor som kan *infiltrera* nederbörd (TMR 2013:3), *magasinera* vatten temporalt genom naturliga översvämningssytor eller direkt *fånga upp* nederbörd för avdunstning från vegetationen tillbaka till atmosfären innan vattnet nått marken, genom sk *Interception*.



Figur 4.1. Ekosystem reglerar dagvatten och flöden i form av infiltration, interception och magasinering.

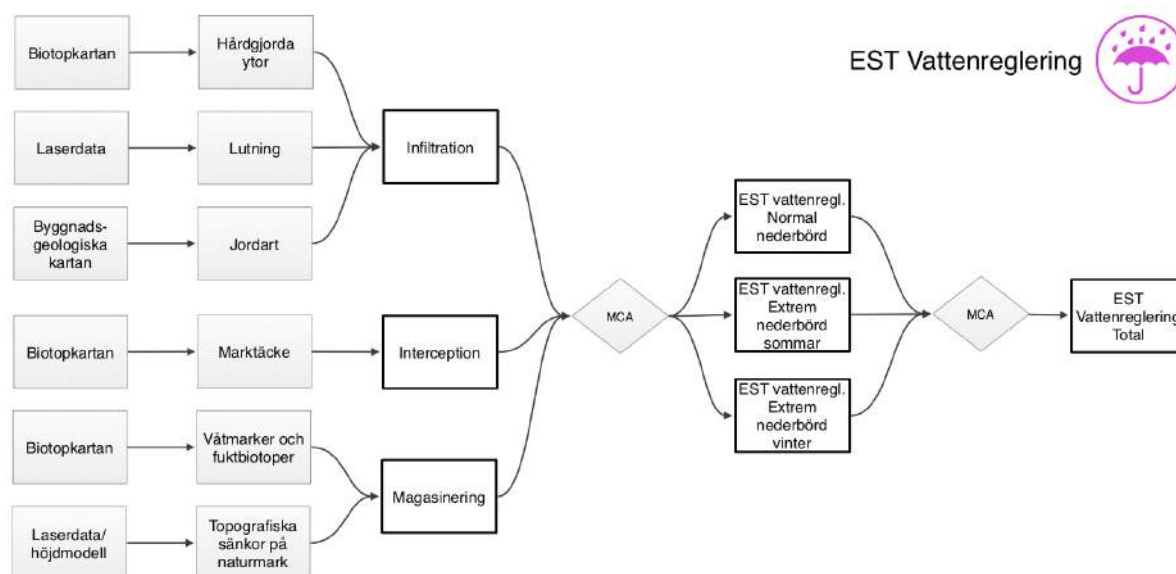
4.2 Indata

Vår analys bygger på litteraturstudier, Stockholm stads biotopkarta, stadens byggnadsgeologiska karta med jordarter och laserdata. Ur laserdata skapades en digital höjdmmodell som användes för att identifiera svackor i terrängen och marklutning. Det är viktigt att påpeka att ingen hydrologisk analys ingår i detta projekt. Identifiering av sänkor gjordes med en topografisk analys eftersom de antas ha en magasinande förmåga. Den metod som användes redovisas i appendix A,

4.3 Hur man kan tänka vid en klassificering av ekosystemtjänsten dagvatten och flödesreglering

Tre kriterier har används för att värdera ekosystemtjänsten, interception, infiltrering och magasinering. Effektiviteten hos fångst av nederbörd beror på den fysiska strukturen hos de biotoper som är ovan mark, till exempel vegetationstyper och marktäckning, samt beroende på jordartens förmåga att infiltrera nederbörd. För att illustrera kopplingen mellan ekosystemtjänsten dagvatten- och flödesreglering kan vi exempelvis nämna att våtmarker och låglänta våta öppna gräsmarker magasineras relativt stora volymer vatten under en viss tid, och på så sätt bromsar upp hastigheten på markavrinning, i relation till att den istället direkt fortsätter nedströms på hårdgjorda ytor och belastar teknisk infrastruktur eller skadar folk och egendom (Burkhard et al. 2012). Även i den fördröjande funktionen ingår till exempel när skog håller en mindre del av nederbörden under en viss tidsperiod i vegetationsstrukturen på grund av interception, vilket beror på den platsspecifika vegetationens lagringskapacitet mellan regnfall och infiltration (Gerrits.M. 2010). Interception fungerar som både rumslig och tidsmässig

omfördelare av nederbörd. Genom interception fördröjs regnet innan det når marken. Efter en tid är lagringskapaciteten nådd och avrinning från vegetationen påbörjas. Vegetationens struktur har betydelse för hur den nederbördsmängd som inte stannar kvar på blad och grenar fördelas. Viss struktur kan göra att vattenmängder koncentreras till ett ställe ("trattas" till en plats) och göra att den mängd vatten som når marken just där är högre än nederbördsmängden. Den nederbörd som når marken antingen avdunstar, infiltreras eller rinner nedströms på markytan. Gemensamt för de tre nedanstående kriterierna är att om de klassas högt i skalan 1-5, det vill säga har hög kapacitet att generera ekosystemtjänsten, bidrar de till minskning av flödestopparna, en bättre grundvattenbildning och en säkrare vattenförsörjning.



Figur 4.2. Figuren visar tillvägagångssättet i kartläggning och analys av ekosystemtjänsten dagvatten och flödesreglering. Denna studie har kartlagt ekosystemens *potential* att reglera dagvattenflöden. Avrinning inom studieområdet inte tagits hänsyn till då denna till stor del beror på utformning av tekniska systemlösningar.

4.3.1 Interception

En betydande del av nederbörden kan hejdas genom att den stannar i vegetationen och avdunstar (evapotranspiration) direkt tillbaka till atmosfären. Denna process kallas för interception. Interception karteras genom analys av biotopkartan.

Den del av nederbörden som fastnar på trädens blad och grenar kallas interception (www.SMHI.se). Interception minskar mängden regnvatten som blir tillgänglig för infiltration och markavrinning (Gerrits. M. 2010; Nedkov and Burkhard 2012¹⁹). Hur mycket olika typer av grönområden bidrar till dagvatten- och flödesregleringen beror alltså till viss del av vilken vegetationsstruktur, exempelvis fältskiktets sammansättning och förekomst av busk- och trädskikt (Burkhard et al 2012). Betydelsen som detta kriterium har för flödesregleringen,

¹⁹ Nedkov, S., Burkhard, B. 2012. Flood regulating ecosystem services-Mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria. Ecological Indicators 21, 67-79.

relaterat andra kriterier beror även på marklutningen. Ju brantare lutning desto större relativ roll jämfört med infiltrationens betydelse.

Interception påverkas av tre parametrar; *lagringskapacitet* (olika vegetationstypers förmåga att lagra nederbörd innan avdunstning i t.ex. klyvöppningar), *nederbördens karaktär* (t.ex. intensitet och mängd) samt *möjlighet* till evapotranspiration vilket beror på abiotiska faktorer så som vindvariation, temperatur, solinstrålning, etc. (Gerrits. M. 2010). Lagringskapaciteten är den parameter som vanligen studeras i forskning kring interception (Ibid).

I denna studie utgår vi ifrån biotopkartan och vi avgränsar oss till lagringskapaciteten, dvs hur mycket vatten som kan lagras av vegetation innan den blir mättad. Litteraturen om interception beskriver barrskog som den biotop som har högst lagringskapacitet tätt följd av lövskog (Burkhard et al 2012; Gerrits. M. 2010). I fallande ordning kommer sedan buskar, fältskikt och sist markytor utan vegetation samt bebyggd miljö. Vi använder inte vegetationsvolymen som indata därför att den har relativt ringa och föränderlig betydelse jämfört med vegetationens struktur, samt för att lövträd, som vanligtvis har större volym än barrträd, delar av året saknar löv och därmed då har ringa kapacitet.

För att kunna vikta olika biotoper/vegetationstyper med avseende på lagringskapacitet utgick vi ifrån biotopkartans 43 olika klasser. I Burkhard et al., 2013 delas vegetationstyper in i 5 klasser med graderingen 1-5, där 1 indikerar ringa kapacitet att tillhandahålla ekosystemtjänsten dagvatten- och flödesreglering och 5 indikerar maximal kapacitet att tillhandahålla ekosystemtjänsten dagvatten- och flödesreglering. De 5 klasserna översattes till svenska förhållanden och de 43 olika biotoptyperna i biotopkartan aggregerades till 5 klasser för att möjliggöra multikriterieanalys (beskrivet i appendix A). Klasserna graderades från 1-5 enligt Ringa eller ingen lagringskapacitet, Viss lagringskapacitet, Påtaglig lagringskapacitet, Stor lagringskapacitet och Mycket stor lagringskapacitet.

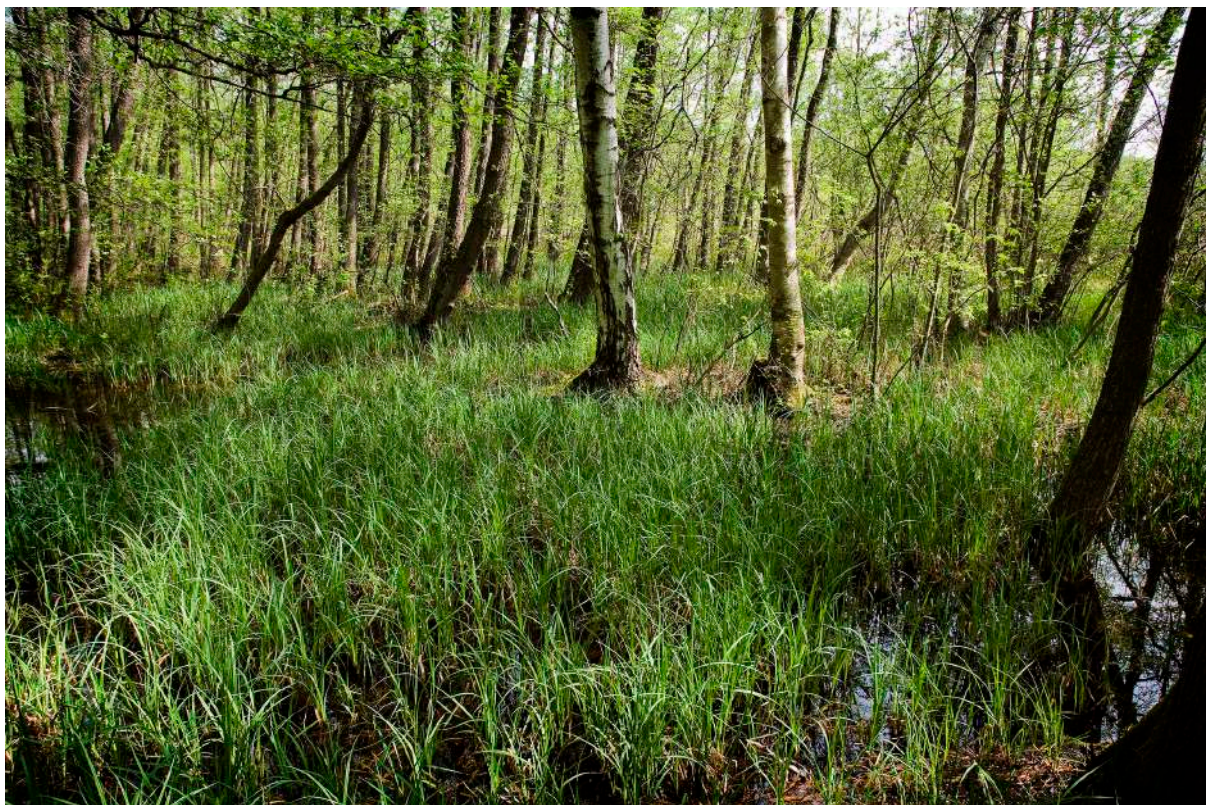
Tabell 4.1. Klassificering av biotopkartan utifrån Interceptionskapacitet.

Interception	Exempel Biototyp/klassning
Ringa eller ingen lagringskapacitet (1)	Hårdgjorda ytor och tät bebyggelse
Viss kapacitet (2)	Öppna gräsmarker
Påtaglig kapacitet (3)	Gräsmarker med träd och buskar
Stor kapacitet (4)	Lövskog
Mycket stor lagringskapacitet (5)	Barrskog och blandskog

4.3.2 Magasinering

Områden för magasinering klassificeras genom analys av biotopkartan och laserdata (höjddata).

Detta kriterium innebär att kartera naturliga sänkor som kan "tillåtas" att översvämmas i samband med flödestoppar utan att det sker några större värdeförluster. Sjöar, våtmarker, våta öppna marker och strandmiljöer fyller en viktig funktion för att minska skador relaterade till översvämningar i andra områden (Burkhard et al, 2012). Topografin har betydelse för var vatten samlas och magasineras, alltså var produktionen av ekosystemtjänsten dagvatten- och flödesreglering är hög (Nedkov and Burkard 2012).



Figur 4.3. Sänkor i landskapet magasinerar dagvatten och flöden, till exempel en våtmark.

Två underlag används för att kartera magasineringskapacitet; biotopkartan och kartlagda sänkor från en digital höjdmödel. Sänkorna har sedan klassificerats och graderats i relation till den volym vatten som kan magasinerats i enlighet med svackans volym. För att uppnå en objektiv gradering av sänkornas volym relaterat till grad av magasineringskapacitet, gjordes en statistisk fördelning om fem klasser av sänkornas volym. Metoden som användes för att fördela spridningen av data med sänkornas volym är "Geometrical Interval", som ofta betecknas som "smarta kvartiler" (ESRI 2007²⁰). Denna klassificeringsmetod är användbar när man arbetar med data som inte är normalt fördelat, vilket stämmer för rasterbilden med sänkornas volym. Vi har till exempel väldigt många pixlar som har en volym mellan 0-1000 m³ och samtidigt betydligt färre pixlar med varierande volym över 1000 m³. Eftersom det är nödvändigt att även fånga in dessa klasser är "Geometrical Interval" en användbar klassificeringsmetod. Genom att visualisera rasterbilden med sänkornas volym om fem klasser med "Geometrical Interval", omklassificerades fördelningen efter graderingsskalan 1-5 vilket återges i tabell 4.2.

Tabell 4.2. Klassificering av Magasineringskapacitet utifrån laserdata.

Magasineringskapacitet	kubikmeter
Ringa magasineringskapacitet (1)	0 - 1360
Viss magasineringskapacitet (2)	1360 – 7096
Påtaglig magasineringskapacitet (3)	7096– 31284
Stor magasineringskapacitet (4)	31284 – 133284
Mycket stor magasineringskapacitet (5)	133284 – 563414

²⁰ ESRI 2007. <http://blogs.esri.com/esri/arcgis/2007/10/18/about-the-geometrical-interval-classification-method/>

I biotopkartans olika klasser finns biotoper som signalerar områden som har högre förmåga till magasinering av vatten som används till att verifiera resultat från laserdata (se appendix A). Vi har aggregerat biotopkartans vegetationstyper i 5 klasser från Liten förmåga att magasinera vatten till Mycket hög förmåga att magasinera vatten (se tabell 4.3).

Tabell 4.3. Klassificering av biotopkartan utifrån Magasineringskapacitet.

Magasineringskapacitet	Exempel biototyp/klassning
Ringa eller ingen kapacitet (1)	Tät bebyggelse
Stor magasineringskapacitet (2)	Fuktig gräsmark
Medelhög magasineringskapacitet (3)	Våt gräsmark
Hög magasineringskapacitet (4)	Öppen myr
Mycket hög magasineringskapacitet (5)	Öppen vattenyta

4.3.3 Infiltration

Infiltration är beroende av jordartens struktur och av topografin (Burkhard et al. 2012), och detta kriterium är betydande under normalregn. Vi använde två indata för att analysera och kartera infiltrering av nederbörd; jordartskarta och laserdata (höjd-data). Se appendix för hänsyn tagen till lutningens betydelse för infiltrationsförmåga.

Infiltration är det som sker när vattnet tränger ner i jordlagret. Infiltreringen övergår efter en tid i perkolation och vattnet når till slut grundvattnet. Det är bara en liten del av det infiltrerade vattnet som når grundvattnet, mycket stannar kvar i jordlagret och tas upp av växternas rötter. Olika jordarter har olika förmåga att infiltrera vatten. Till exempel har sand och morän större genomsläpplighet än lera. Även jorddjup har betydelse för infiltrationsförmågan (Burkhard et al, 2012). Vår analys avgränsas till att omfatta det övre jordlagret som är karterat på jordartskartan.

Med utgångspunkt i jordartskartans indelning identifierade vi vilken jordart som dominerar på olika ytor. Genom att aggregera jordarterna i grupper och gradera dem från 1-5, erhöles skalan Ringa infiltrationskapacitet, Viss infiltrationskapacitet, Påtaglig infiltrationskapacitet, Stor infiltrationskapacitet samt Mycket stor infiltrationskapacitet (tabell 2). Det andra kriteriet för infiltration är markens lutning. Ju brantare lutning och ju längre ner i vertikalled, desto sämre förmåga för infiltrering har jordarten.

Tabell 4.4. Klassificering av jordartskartan och vissa biotyper utifrån Infiltrationskapacitet.

Infiltrationskapacitet	Exempel jordartstyp/klassning
Ringa eller ingen infiltrationskapacitet (1)	Tät bebyggelse utan vegetation
Viss infiltrationskapacitet (2)	Berg i dagen
Påtaglig infiltrationskapacitet (3)	Lera
Stor infiltrationskapacitet (4)	Finsediment (organisk jord, växellagring)
Mycket stor infiltrationskapacitet (5)	Grovsediment (morän, åssediment)

Sammantaget gör detta att markavrinningen från grönytor endast är 5-15 % av vad som faller på ytan beroende på faktorerna ovan (Bernatzky 1983)²¹. Inbegripet i vår definition av gröna ytor i urbana miljöer är även kulturellt präglade grönområden som hyser denna ekosystemtjänst, så som parker, trädgårdar och urbana skogar (Dadio et al. 2014).

4.4 Multikriterieanalys av ekosystemtjänsten dagvatten och flödesreglering

Enligt ovan resonemang analyserar och karterar vi stadens grönytors potential att reglera dagvattenflöden. Indata för analys av *interception* (för karta se figur 10 i Appendix) kommer alltså från biotopkartan. Vi valde bort aspekten volym på vegetationen för detta kriterium då t.ex. barrträd enligt ovan litteratur har högre kapacitet än lövträd, speciellt vintertid, men i genomsnitt har ju barrträd vanligtvis har mindre volym i trädkronorna.

För analysen *infiltrering* (för karta se figur 9 i Appendix) användes jordartskarta och laserdata (höjd-data) för att analysera marklutning. Dessa kriterier gavs lika vikt enligt resonemanget att markens infiltrationskapacitet är lägre desto brantare lutning terrängen har. Som tankeexperiment kan man exempelvis hävda att en grovsedimentjordart i ett område med brant lutning har radikalt lägre infiltrationskapacitet än ett område med samma jordart i ett plant eller konkavt område då hastigheten på flödet i avrinningen ökar med lutningen.

Magasinering (för karta se figur 11, 12 och 13 i Appendix) har analyserats genom laserdata för att identifiera konkava ytor och med hjälp av biotopkartan för att inbegripa att biotoper som ligger i konkava ytor med god kapacitet att suga upp vatten. Vi har alltså utgått från antagandet att det är en signifikant skillnad om den konkava markytan består av kort gräs jämfört med t.ex. fuktskog där den senare har större förmåga att suga upp vatten och skapa en mer genomsläpplig mark så att mer vatten kontinuerligt kan fyllas på. Vi antar här att den dominanta faktorn är markytans form. Därför viktar vi information vi får från laserdata 90% och information från biotopkartan 10%.

Ekosystemtjänstkartor produceras som beskriver tre olika situationer:

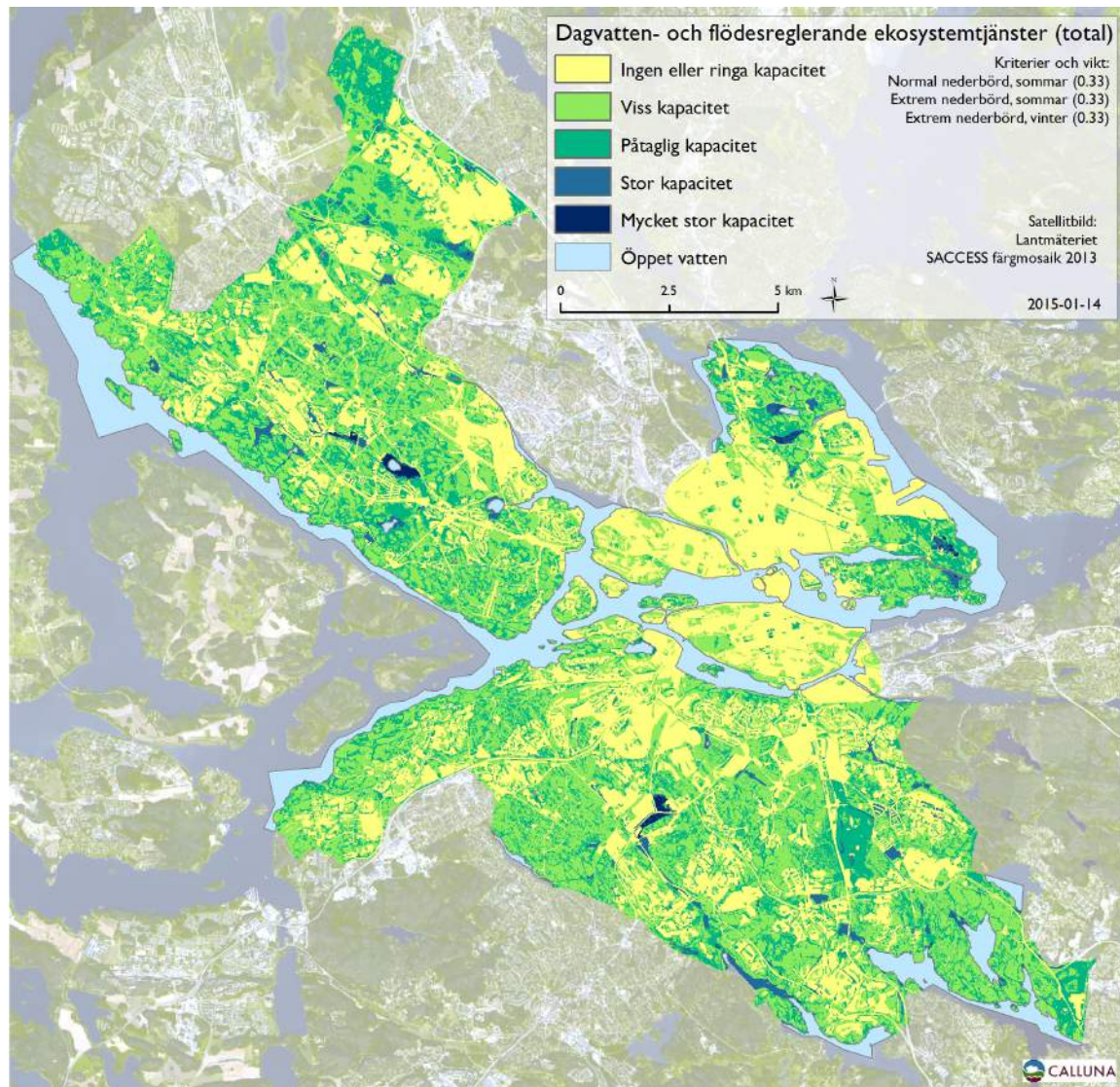
- 1) extrem nederbörd vintertid (figur 4.6),
- 2) extrem nederbörd sommartid (figur 4.7) och
- 3) normalnederbörd enligt SMHI²² (figur 4.8).

Dessa kartor skapas genom att ge olika vikt vid de ingående kriterierna (infiltration, magasinering och interception). Stöd för att betydelsen av kriterierna skiftar inbördes finner vi i litteraturen (Bernatzky 1983; Gerrits 2010; Nedkov and Burkhard, 2012; Burkhard et al. 2012) men observera att vikter som nedan används är en bedömning, utifrån litteraturen, som i dagsläget inte är validerad.

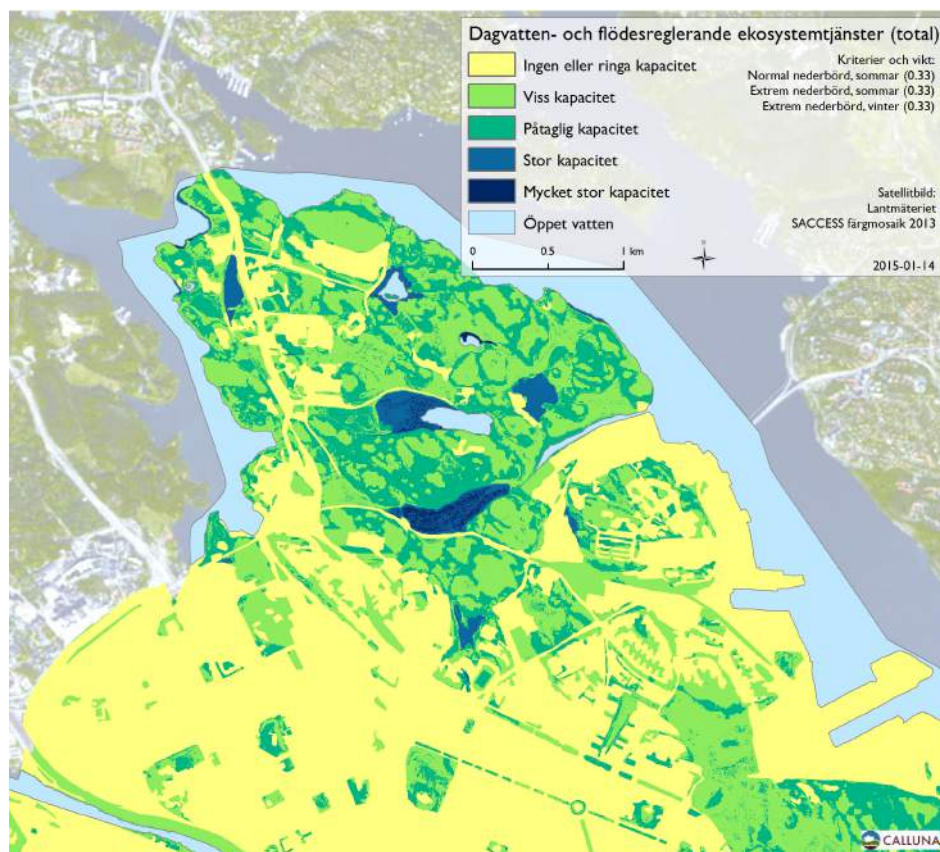
En fjärde karta utgör en sammanlagd karta utifrån dessa tre situationer (figur 4.4). De tre situationerna har här getts samma vikt vid sammanläggning.

²¹ Bernatzky, A. 1983.

²² <http://www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/nederbord/normal-uppmatt-nederbord-medelvarde-1961-1990-juli-1.4148>



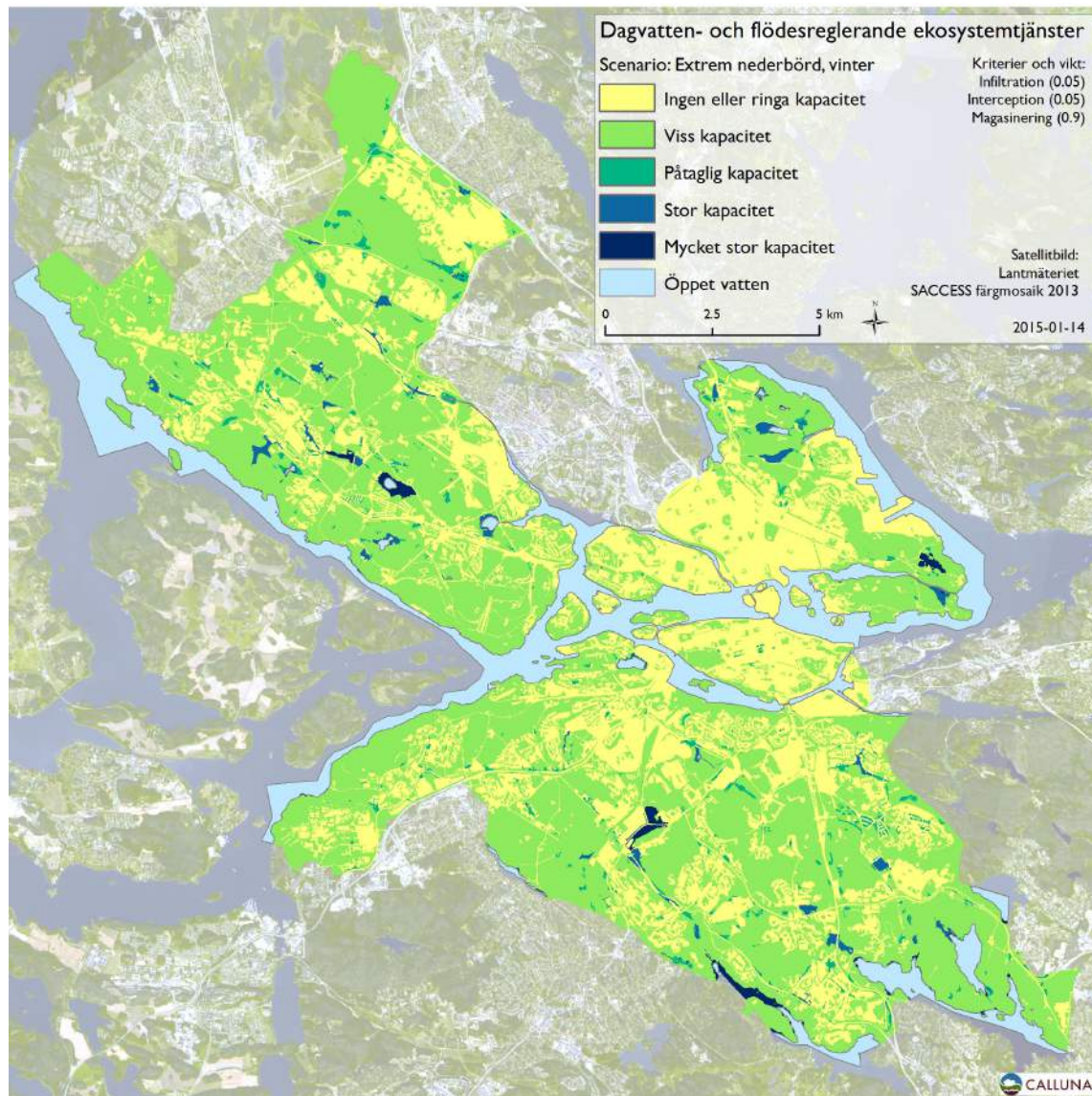
Figur 4.4. Ekosystemens totalt sammanlagda dagvatten och flödesreglerande kapacitet. Denna studie har kartlagt ekosystemens *potential* att reglera dagvattenflöden. Avrinning inom studieområdet inte tagits hänsyn till då denna till stor del beror på utformning av tekniska systemlösningar.



Figur 4.5. Detaljnivå dagvatten- och flödesreglering norra Djurgården och Frescati i Stockholm. Denna studie har kartlagt ekosystemens *potential* att reglera dagvattenflöden. Avrinning inom studieområdet inte tagits hänsyn till då denna till stor del beror på utformning av tekniska systemlösningar.

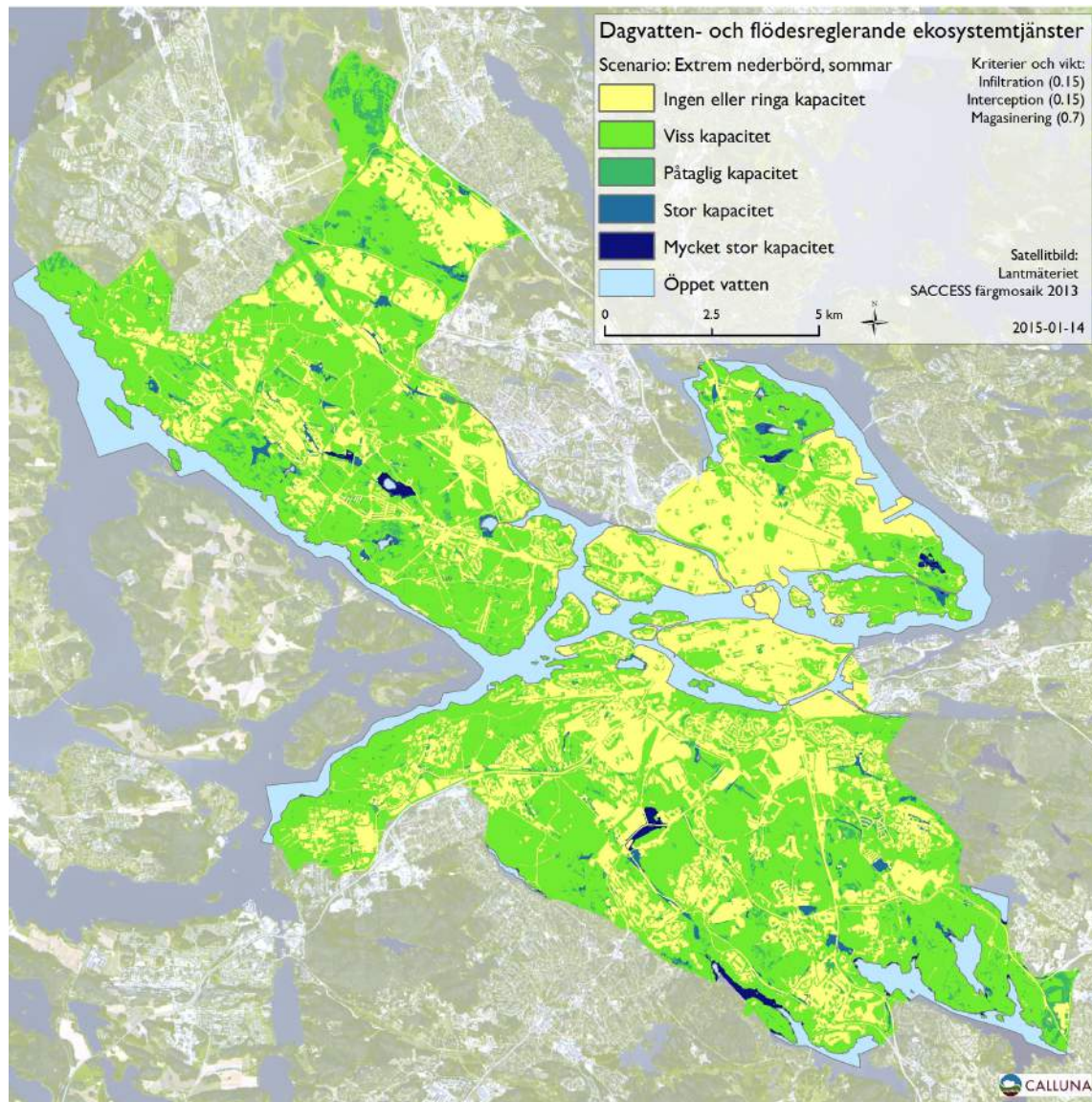
Kriteriernas inverkan på kapaciteten för denna ekosystemtjänst baseras på ovan litteratur, men ett resonemang om hur de inbördes förhållandena mellan dessa kriterier förändras under ovan olika situationer baseras på en uppskattning som inte är validerad genom litteraturen då mer precisa analyser om detta saknas i ovan litteratur (ibid.). Denna uppskattning bygger istället på ett resonemang som förts i en workshop mellan sakkunniga från Calluna och från Stockholms stad.

Infiltrering har relativt ringa påverkan på kapaciteten för denna ekosystemtjänst under extrema nederbördsförhållanden vintertid. Dels för att grundvattennivån kan ligga nära markytan under november-april, dels för att tjälbildning under perioder kan hindra infiltration. Likaså har interception relativt lägre kapacitet vintertid dels för att avdunstningen är mindre, och dels avsaknaden av löv denna årstid. Endast vintergrönska bidrar då. Magasinering har relativt hög påverkan på kapaciteten för dagvatten- och flödesreglering vintertid. Under denna situation värderas därför magasinering utgöra 90% av denna ekosystemtjänst, samt interception och infiltration endast 5% vardera.



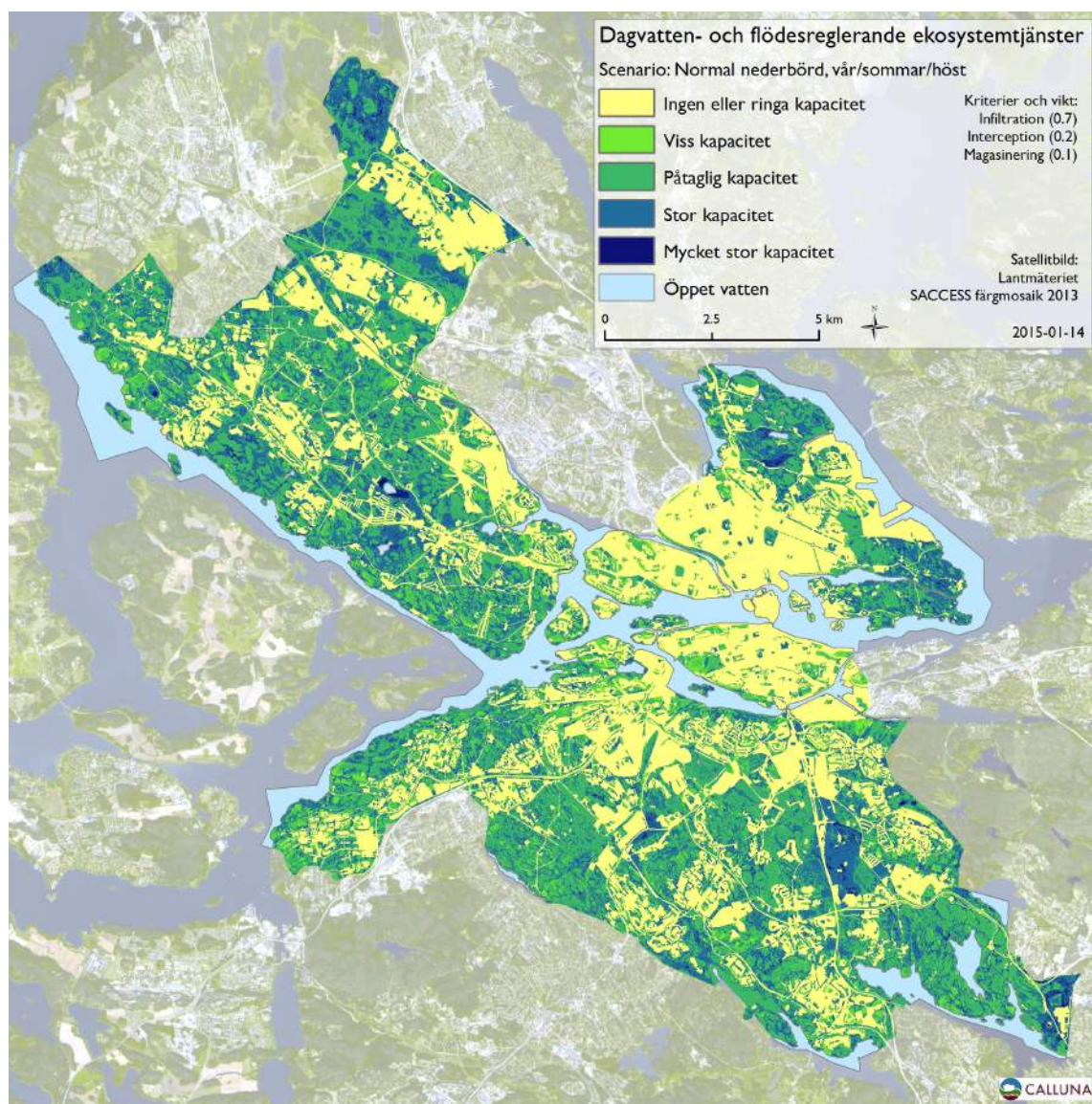
Figur 4.6. Ekosystemens dagvatten och flödesreglerande kapacitet under extrem nederbörd vintertid. Denna studie har kartlagt ekosystemens *potential* att reglera dagvattenflöden. Avrinning inom studieområdet inte tagits hänsyn till då denna till stor del beror på utformning av tekniska systemlösningar.

Under extrem nederbörd sommartid dominerar magasinering, då mättnaden i klyvöppningar nås snabbt, och därför att infiltrationen inte är snabb nog att ta hand om extrema vattenmängder på kort tid. Men kapacitet för avdunstning är stor och grundvattennivåer lägre under markytan sommartid. Dessa kriterier har större relativ påverkan för kapaciteten för denna ekosystemtjänst än under extrema vinterregn. Under extrema sommarregn bedöms magasinering utgöra 70%, samt interception och infiltration 15% vardera av denna ekosystemtjänst.



Figur 4.7. Ekosystemens dagvatten och flödesreglerande kapacitet under extrem nederbörd sommartid. Denna studie har kartlagt ekosystemens *potential* att reglera dagvattenflöden. Avrinning inom studieområdet inte tagits hänsyn till då denna till stor del beror på utformning av tekniska systemlösningar.

Under normal nederbörd under vår/sommar/höst dominerar infiltration. Interception har även en betydande kapacitet, medan magasinering har mindre relativ betydelse för ekosystemtjänst under en sådan situation. Under normal nederbörd viktas magasinering endast till 10% av dagvatten- och flödesreglering, medan interception viktas 20% och infiltration 70%.



Figur 4.8. Ekosystemens dagvatten och flödesreglerande kapacitet under normal nederbörd vår/sommar/höst. Denna studie har kartlagt ekosystemens *potential* att reglera dagvattenflöden. Avrinning inom studieområdet inte tagits hänsyn till då denna till stor del beror på utformning av tekniska systemlösningar.

4.4.1 Möjliga förhållningssätt till kartorna för dagvatten och flödesreglering

De mörkblå och blå områdena på värdekartan har mycket stor eller stor kapacitet att producera ekosystemtjänsten. Vid bebyggelse och andra typer av exploatering bör noggranna analyser göras för hur detta påverkar övrig infrastruktur. De mörkgröna områdena har påtaglig kapacitet och även här bör noggranna analyser göras vid exploatering. De ljusgröna och gula områdena har minst kapacitet att producera dagvatten och flödesreglering. Dessa är kanske de mest ekonomiskt gynnsamma att exploatera ur detta perspektiv. Det är även dessa områden som har brist på naturlig dagvatten- och flödesreglering och där design kan stärka denna ekosystemtjänst.

5. Ekosystemtjänsten biologisk mångfald

5.1 Är biologisk mångfald en ekosystemtjänst?

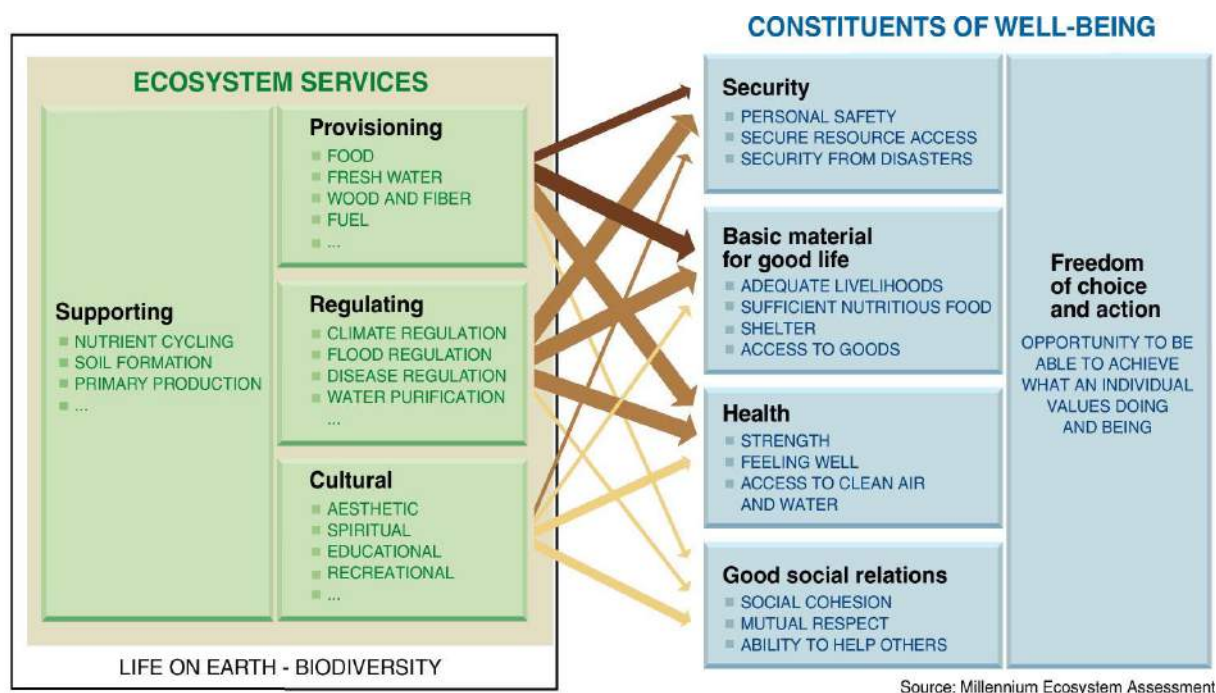
Biologisk mångfald, eller biodiversitet, betraktas i många studier om ekosystemtjänster inte som en egen ekosystemtjänst (se figur 5.1) men det råder ingen tvekan om att det är starkt knutet till hållbar förvaltning av ekosystemtjänster. Biologisk mångfald är avgörande för att ekosystem ska fungera och långsiktigt kunna leverera viktiga ekosystemtjänster. Naturvårdsverket uttrycker att "... [för att] *säkerställa att ekosystemen även i framtiden ska kunna leverera ekosystemtjänster behöver vi bibehålla den biologiska mångfalden.*"²³. Det är väl känt att förlust och fragmentering av livsmiljöer (habitat)²⁴ är några av de främsta hoten mot biologisk mångfald, såväl i Sverige som internationellt. Denna insikt har påverkat policy både nationellt och inom EU.

Hur biodiversitet påverkar uttryck av ekosystemtjänster är starkt beroende av kontext men vissa generella slutsatser kan dras.

- 1) En reducerad biodiversitet har konsekvenser för hur effektiva, eller produktiva, ekosystem är. Ju fler arter desto större total primär nettoproduktion (Tilman 1999, Hooper et al., 2005; Isbell et al., 2011).
- 2) Biologisk mångfald är knutet till ett ekosystems resiliens, d.v.s. hur väl systemet står emot förändringar i omgivningen (Elmqvist 2003, Bernhardt-Römermann et al., 2011) och därmed systemets långsiktiga förmåga att producera ekosystemtjänster. Dessa förändringar kan vara långsamma trender, som ökad bebyggelse och klimatförändringar, eller snabba störningar som en storm eller brand. Om en population av en art på en plats drabbas hårt av en störning kan individer från näraliggande områden stärka den lokala populationen, eller ersätta en som försvunnit. Lokalt kan en sammansättning av arter som är lika i så avseende att de utför samma funktion i ekosystemet (funktionell redundans) men samtidigt olika tåliga mot störningar (responns-diversitet) bidra till ekosystems långsiktiga förmåga att producera ekosystemtjänster.
- 3) Med minskad biodiversitet så minskar de funktioner, och därmed potentiellt utbudet av ekosystemtjänster, som ekosystemet genererar (Gamfeldt et al., 2008; Isbell et al., 2011). Att ekosystem är multifunktionella och samtidigt genererar flera ekosystemtjänster är en central tankefigur inom litteraturen och här skiljer ekosystemtjänster från tekniska lösningar, som primärt konstrueras för att lösa ett problem. En konsekvens är också att när ett ekosystem drivs mot produktion av en enda specifik art (t.ex. odling av vete) försvinner ofta områdets kapacitet att härbärgera livsmiljöer för en rad andra arter (=låg biodiversitet). Reduktion av biologisk mångfald i multifunktionella ekosystem sker alltså ofta på bekostnad av andra ekosystemtjänster så som temperaturreglering, dagvatten och flödesreglering och rekreation (Foley 2005).

²³ Synen på ekosystemtjänster– begreppet och värdering; naturvardsverket.se/ekosystemtjanster

²⁴ På engelska används ofta termen habitat. Ett habitat utgör ett sammanhängande livsutrymme för en art, och är därför ett synonymt begrepp till livsmiljöområde som dock är ett mer rumsligt exakt begrepp.



Figur 5.1. Kategorisering av ekosystemtjänster enligt Millenium Ecosystem Assessment. Notera att man valde att lägga Biologisk mångfald utanför klassificeringen av ekosystemtjänster. Man talar här om grundläggande förutsättningar i termer av "Life on Earth - Biodiversity". (www.millenniumassessment.org).

Relationen mellan biologisk mångfald och ekosystemtjänster är intressant och värd ytterligare belysning. Utgångspunkten för detta projekt har varit att biologisk mångfald är en storhet vi mäter i huvudsak som ett mått som beskriver förutsättningen för att långsiktigt kunna producera ekosystemtjänster.

Under projektets gång har intressanta diskussioner förts om huruvida biologisk mångfald är en ekosystemtjänst och hur den i så fall sorteras in i ekosystemtjänst-begreppet. En inkommen synpunkt från miljöförvaltningen, som ingick i referensgruppen, är att biodiversitet är en förutsättning för ekosystemens resiliens, och därmed för övriga "nyttor" människan kan få ut av ekosystemen. Det innebär att förlust av mångfald i sig är negativt för andra ekosystemtjänster. I ovan citerade källor finns stöd för detta synsätt. Vid kartläggning av kulturella ekosystemtjänster är det ofta relevant att använda biologisk mångfald som ett ingångsvärde för den ekosystemtjänsten. Biologisk mångfald är i många fall ingångsvärde för flera reglerande ekosystemtjänster så som pollinering, naturlig skadedjursreglering.

Uppdragsgivaren beställde kartläggning av **ekosystemtjänsten biologisk mångfald**. I och med denna namngivning har uppdragsgivaren tagit ställning till att biologisk mångfald är att betrakta som en ekosystemtjänst. Det saknas idag en standardiserad, för svenska förhållanden, klassificering av ekosystemtjänster i syfte att stödja kartläggning av ekosystemtjänster. Naturvårdsverket gjorde 2012 en preliminär sammanställning, ett utkast till en svensk standard. De anger "Habitat för arter" som ett exempel på en ekosystemtjänst under kategorin "Stödjande ekosystemtjänster". Denna bygger på arbete inom EU till stöd för nationella räkenskaper som sedermera uppdaterats. CICES (Common International Classification of Ecosystem Services) beskriver sin avsikt med klassificering som:

”...in addition to the need for standardization in the context of environmental accounting, work on mapping and valuing ecosystem services and ecosystems assessments more generally would benefit from more systematic approaches to naming and describing ecosystem services”. (www.cices.eu)

I den hierarkiska klassificeringen av ekosystemtjänster som föreslås av CICES (CICES v4.3, www.cices.eu) inordnas ekosystemtjänster under tre huvudkategorier. Här används inte begreppet biologisk mångfald (*eng. Biodiversity*) som beskrivande av en separat ekosystemtjänst, utan de använder närmast begreppet livsmiljö för arter (*eng. Habitats*) och bibehållen genetisk diversitet i relation till upprätthållande av biologiska värden²⁵.

I projektet har biologisk mångfald hanterats som en ekosystemtjänst och vi har understrukturerat denna ekosystemtjänst särställning gentemot andra ekosystemtjänster. Vi använder benämningen kartläggning av ekosystemtjänsten biologisk mångfald. I rapporten förekommer också den kortare benämningen kartläggning av biologisk mångfald. Utformning av analysdesign har utgått från ett landskapsekologiskt synsätt.

Betydelsen av sammanhängande, ekologiskt funktionella landskap slås fast i EU:s biodiversitetsstrategi till 2020 som nu implementeras i Sverige genom bl. a. utveckling av en grön infrastruktur. Ett regeringsbeslut från 4 september 2014 anger att flera statliga verk ska ta fram riktlinjer samt en genomförandeplan för länsstyrelsernas arbete med samordning och utveckling av regionala handlingsplaner för grön infrastruktur i land och vatten. Syftet med planerna anges vara att identifiera naturområden, biotoper, strukturer och element i landskapet som skapar ett ekologiskt sammanhang i hela landskapet och som tillsammans utgör förutsättningarna för att bevara landskapets biologiska mångfald och främja ekosystemtjänster (Miljödepartementet 2014).

5.2 Indata

Tre ekologiska nätverk (Livsmiljö barrskogsnätverk, Livsmiljö ädellövskogsnätverk och Livsmiljö groddjursnätverk) har tagits fram för att kunna kartlägga biologisk mångfald. Huvudsakliga indata till analyserna är Stockholms stads biotopkarta, baserad på flygbildstolkning, med aktualitet 2009, Stadens ekdatabas och Länsstyrelsens trädinmätning av skyddsvärda träd. En zon runt staden har tagits med för att undvika kanteffekter och där har kvaliteten på tillgänglig indata varit lägre.

5.3 Hur man kan tänka vid en kartläggning av biologisk mångfald

En kort beskrivning av tillvägagångssättet är att den består av två analyssteg. Det första analyssteget handlar om framtagande av ekologiska nätverk som visar landskapets funktioner för fokusarterna. I det andra analyssteget värderas de olika delarna i nätverken efter ett antal uppställda kriterier. Beställaren hade avgränsat kartläggningen av biologisk mångfald, till tre separata ekologiska nätverk: *Barrskogsnätverket med fokus på barrskogsmesar, Ädellövträdskogsnätverket med fokus på vedskalbaggar* samt *Groddjursnätverket*. Analyserna bygger vidare på metodiken för de sk habitatnätverk som utvecklades av miljöförvaltningen

²⁵ www.cices.eu

och KTH i samarbete under senare delen av 2000-talet (Mörtberg et al., 2006²⁶; 2007²⁷). Var och en av dessa livsmiljöer inklusive spridningskorridorer (totala livsmiljöer för arter) fångar in olika värden och funktioner för biologisk mångfald som sammantaget ligger till grund för kartläggning av denna ekosystemtjänst. För att metoden ska fungera optimalt för kartläggning av ekosystemtjänsten biologisk mångfald ska de olika ekologiska nätverken tillsammans täcka in om inte hela så i varje fall en övervägande del av den biologiska mångfald som staden karaktäriseras av.

Valet av de tre ekologiska nätverk som beställaren valt har sin grund i rapporten Stockholms ekologiska känslighet där texten på kartan definierar naturstränder, våtmarker, små vattendrag, gamla ädellövträdsbestånd samt äldre barrträdsbestånd som naturmiljöer av betydelse Stockholms stad (Stadsbyggnadskontoret 1995:1²⁸). Dessa typer av ekosystem finns också i ÖP 99 angivna som prioriterade för staden att bevara (Stockholms stad, stadsbyggnadskontoret 1999, 2000:6²⁹). Våtmarker och en stor del av stränderna fångas in i groddjursnätverket, ek-miljöer i ädellövträdsnätverket och barrskog i barrskogsnätverket. Naturtyper som i och med prioriteringen i ESKO-rapporten, inte fått egna fokusarter och nätverk är ex öppna gräsmarker. Dessa kommer dock i de flesta fall ingå som livsmiljö för reproduktion eller spridningskorridor i ädellövträdsnätverket.

Arbetsgången vi har konstruerat är att börja med att ta ekologiska nätverk genom landskaps-ekologiska analyser i GIS inklusive konnektivitetsanalyser. Utifrån resultat från konnektivitetsanalyserna tas så kallade funktionskartor fram. Dessa visar ekologisk funktion och för livsmiljöområden poängsatts avseende ekologisk funktionalitet (se kriterier nedan).

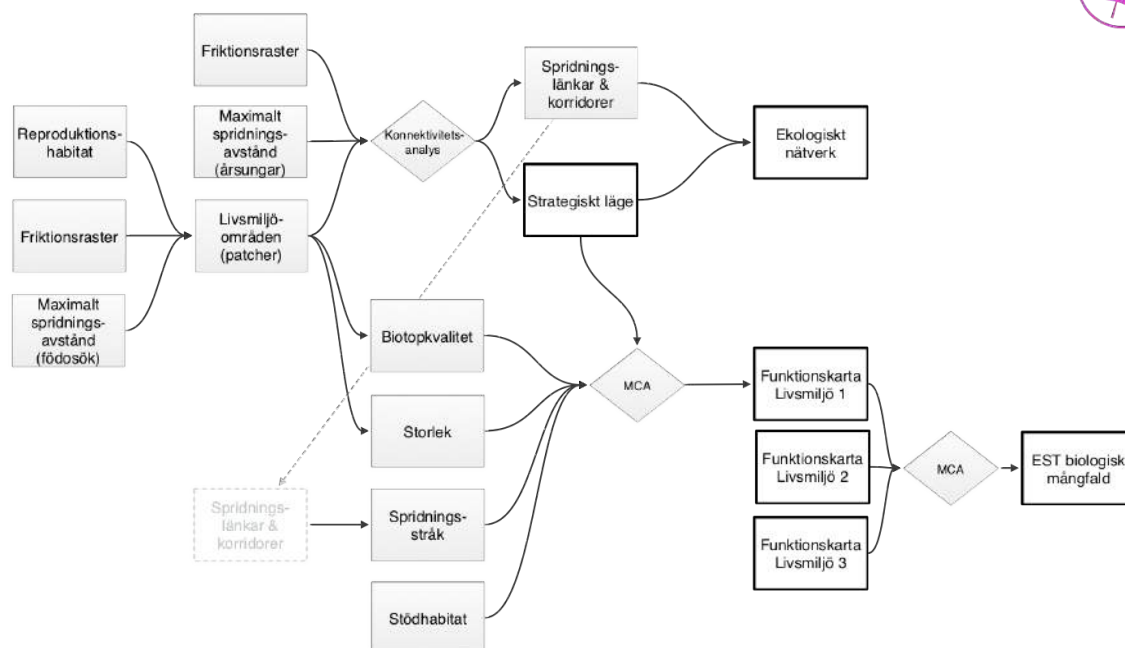
En slutkarta där de tre livsmiljöerna barrskogsnätverk, ädellövskogsnätverk och groddjursnätverk lagts samman till en total karta för biologisk mångfald tas slutligen fram (se figur 5.23). Vi har valt att på denna karta lägga Stadens skikt för Ekologiskt särskilt betydelsefulla områden, ESBO, som Miljöförvaltningen tagit fram. De två kartläggningarna har gjorts med olika metoder men visar båda stadens ekologiska infrastruktur och de sammanfaller, inte oväntat, i hög grad. Slutkartan är en visualisering av ekosystemtjänsten biologisk mångfald.

²⁶ Mörtberg, U., Zetterberg, A. & Gontier, M. (2006). Landskapsekologisk analys för miljöbedömning: Metodutveckling med groddjur som exempel. Miljöförvaltningen, Stockholms stad.

²⁷ Mörtberg, U., Zetterberg, A. & Gontier, M. (2007). Landskapsekologisk analys i Stockholms stad: Habitatnätverk för eklevande arter och barrskogsarter. Miljöförvaltningen, Stockholms stad.

²⁸ Stockholms ekologiska känslighet. Stadsbyggnadskontoret 1995:1

²⁹ ÖP 1999, Stockholms stad, stadsbyggnadskontoret 1999, 2000:6



Figur 5.2. Figuren visar tillvägagångssätt i kartläggning och analys av ekosystemtjänsten biologisk mångfald. Svart ram markerar att separat karta finns i rapporten. I ett första steg görs konnektivitetsanalys, vilket är framtagande av ekologiska nätverk. Dessa analyssteg ligger i övre delen av schemat. I ett andra steg tas s.k. funktionskartor för respektive ekologiskt nätverk fram och sist görs en sammanläggning av funktionskartorna. Steget "MCA" innebär att attributfält med de valda ekologiska kriterierna (storlek, kvalitet etc) sammanfattas till en ekosystemfunktionalitetspoäng för livsmiljöområden samt att andra ekologiska funktioner (spridningskorridorer m m) redovisas på en funktionskarta.

5.3.1 Kartering av livsmiljöer inom tre ekologiska nätverk

Resultaten från de tre ekologiska nätverken kan användas som självständiga underlag till stöd för planering och beslut. Observera att kartorna med ekologiska nätverk inte är samma sak som faktiska förekomster av fokusarter. Det är inte heller alltid säkert att områdena innehåller de livsmiljökvaliteter som vi avsett kartlägga, eftersom felklassningar kan förekomma i biotopdatabasen. Artförekomster och exakta biotopkvaliteter måste inventeras i fält. Kartan är ett prediktionsverktyg. Det är önskvärt att nätverksanalyserna kan följas upp med vetenskaplig validering i fält av hur träffsäkra de ekologiska modellerna i GIS är.

Landskapsekologiska analyser har gjorts i ArcMap 10.2.2.

Identifiering av livsmiljöområden

Ett första steg i en konnektivitetsanalys är att identifiera *livsmiljöområden* (även i GIS-analyser kallat *patcher*, *hemområden* eller *aktivitetsområden*). Ett livsmiljöområde är ett område där en art kan reproducera sig och föda upp en ny generation. En fokusart är en art (ofta arealkrävande) som är knuten till viss typ av livsmiljö och vars förekomst indikerar att också en mångfald av andra arter finns i livsmiljön.

Med kunskap om fokusartens ekologiska behov samt tillgång till en digital biotopkarta eller dylikt kan vi identifiera livsmiljöområden för arten. En del fokusarter behöver en typ av livsmiljö och andra behöver en sammansättning av flera olika typer för att genomföra en årscykel. För arter, som för sin reproduktion behöver livsmiljöer sammansatta av olika biotoper som ligger tillräckligt nära varandra (exempelvis groddjur), görs avståndsanalyser med utgångspunkt från den biotop där själva reproduktionen sker. Avståndsanalyserna görs baserat på s.k. *friktionsraster*, se nedan. På detta sätt identifieras *reproduktionshabitat* samt *sammanhängande livsmiljöområden* (som tillsammans erbjuder livsmiljö för reproduktion och tillräckliga födoresurser för uppfödning av ungar).

Skapandet av dessa livsmiljöområden är givetvis en känslig del i analyskedjan. Om indata är bristfälligt kommer resultatet av analyserna inte beskriva det ekologiska landskapssambandet på ett tillfredsställande sätt.

Spridningsprofiler för områden upprättas genom att uppskatta biotoperna i analysområdet (markslagen/vegetationstyperna) i hur pass lätt eller svårt det är för fokusarten att sprida sig/röra sig genom dessa. Spridningsprofilen är en tabell där varje biotopklass tilldelas ett s.k. friktionstal där låga tal betyder att biotopen är lätt att sprida sig i och höga friktionstal betyder att biotopen (marktäcketypen) är svår att sprida sig i. Tilldelningen av friktionstal är subjektiv men grundar sig på litteraturuppgifter om fokusartens ekologi och empiriska kunskap hos den ekolog som tar fram spridningsprofilen eller som denne samråder med. Upprättande av friktionstal är ett känsligt steg i analyskedjan, som påverkar slutresultatet. Det faktiska talet har betydelse för avståndsanalyserna, och för upprättande av s.k. spridningslänkar. Även relationen mellan de olika friktionstalen har betydelse. Valet av friktionstal kan t.ex. visa att en given biotop anses vara tio gånger sämre för spridning än en annan biotop.

Med hjälp av spridningsprofilen skapas ett *friktionsraster* (friktionskarta) för fokusarten genom att biotopkartan klassas om enligt fokusartens spridningsprofil (Mörtberg m.fl. 2006 och 2007). Avståndsanalyser baserat på friktionsraster visar s.k. effektivt spridningsavstånd (där hänsyn tagits till hur lätt arten har att sprida sig mellan livsmiljöområden), till skillnad från s.k. euklidiskt avstånd (fågelvägen). I flera kartlegender i rapporten står det *effektivt avstånd* eller *effektiva meter* och det är för att understryka att friktionsraster använts i avståndsanalysen. Friktionsraster behövs alltid i konnektivitetsanalys där den minst kostnadskrävande vägen räknas ut (*eng. Least Cost Path*) och ofta behövs friktionsraster också för att identifiera livsmiljöområden. Ibland är det motiverat att upprätta något olika spridningsprofiler för analys för att få fram livsmiljöområden (för reproduktion och uppfödning av ungar) och för konnektivitetsanalysen. Den senare beskriver spridning mellan livsmiljöområden och den första inom livsmiljöområden. Olika varianter av friktionsraster kan också behöva tas fram för att göra olika varianter av visst ekologiskt nätverk (t.ex. svårspredda arter och mer lättspredda arter).

Konnektivitetsanalys, maximalt spridningsavstånd, strategiskt läge

En konnektivitetsanalys identifierar och visualiserar landskapssamband. Med konnektivitet menas i vilken utsträckning landskapet möjliggör för arter att förflytta sig mellan livsmiljöområden där arten kan reproducera sig. För att göra konnektivitetsanalysen, enligt ett antagande att organismen i fråga tar den minst kostnadskrävande vägen, måste man ha *livsmiljöområden*, *friktionsraster* och *maximalt spridningsavstånd* för fokusarten (se figur 5.2). Vanliga verktyg för konnektivitetsanalyser är till exempel Linkage Mapper och MatrixGreen, båda kopplade till ArcGIS. I detta arbete har mest Linkage Mapper använts men för

ädellövträdsnätverket också MatrixGreen. Vid behov av mer detaljerad kunskap, exempelvis vid utredning av ny bebyggelse eller konsekvensbedömning av detaljplaner, kan fältinventering göras för att bedöma om utpekad spridningsväg och livsmiljö för arten verkligen finns på den aktuella platsen.

För att undvika kanteffekter i analysområdets ytterkanter och för att sätta fokus på koppling till grannkommunernas ekologiska nätverk har en buffert på 4 km analyserats för nätverket för barrskogsmesar och ädellövträdsnätverket. För groddjursnätverk har inte en så stor buffert kunnat göras utan endast livsmiljöområden på kommungräns eller en bit in i grannkommun har utgjort buffertzon.

Maximalt spridningsavstånd och spridningslänkar

Detta anger hur långt årsungar antas kunna förflytta sig i sökande efter livsmiljöområden. Årsungarnas *maximala spridningsavstånd* är ofta längre än de dagliga rörelser som sker inom livsmiljöområdet när ungar föds upp. Hur stort maximalt spridningsavstånd som väljs kommer att påverka hur många *spridningslänkar* som upprättas. Det bra att analysera flera olika spridningsavstånd. I analysen skapas alla tänkbara spridningslänkar från ett visst livsmiljöområde till alla andra livsmiljöområden som är möjliga att länka till inom det maximala avståndet.

Länkarna mellan livsmiljöområden följer inte fågelvägen utan letar sig fram i landskapet längs den spridningsväg som antas vara den mest gynnsamma vägen för arten i fråga. Länkarna visualiserar bara var de verkliga spridningsvägarna ungefärligen är belägna. I de lägen där spridningsvägarna är hopträngda till smala stråk, omgivna av för arten "ogästvänlig miljö", t.ex. tät bebyggelse, är det troligt att spridning sker där länken är utritad på kartan. I de fall där spridningsvägar består av breda landskapsavsnitt med gynnsamma biotoper har arten möjlighet att sprida sig inom en bredare zon.

Baserat på friktionsrastret skapar verktyget Linkage Mapper ett sammanvägt raster med effektivt spridningsavstånd runt spridningslänkarna och de livsmiljöområden de kopplar samman. Resultatet kan visualiseras som *spridningskorridorer* runt länkarna och graderas genom en färgskala. Beroende på hur landskapet ser ut kommer spridningskorridorerna att vara breda eller smala och ha bra och mindre bra delar. Även alternativa spridningsvägar tillåts framträda. Dessa raster med spridningskorridorer kan användas för att ta fram avgränsade ytor i rapporten benämnda *spridningsstråk*.

Strategiskt läge på livsmiljöområdet - Betweenness centrality

I konnektivitetsanalysen beräknas ett konnektivitetsmått om hur livsmiljöområdet är rumsligt kopplat till alla andra livsmiljöområden i ett nätverk. Detta mått, *betweenness centrality*, beskriver hur viktig ett livsmiljöområde (nod i nätverksterminologi) är för att kunna nå andra livsmiljöområden i nätverket. Livsmiljöområden med högt index (=bra) kan sägas ha stor betydelse för sammanlänkning i nätverket därför att de ligger strategiskt till när det gäller att upprätthålla flödet genom nätverket. Om man skadar eller tar bort sådana områden, eller länkarna till området, så riskerar nätverket att snabbt falla sönder i flera isolerade delar. De kvarvarande livsmiljöområden, blir då mer sårbara och får svårare att återhämta sig efter störningar av olika slag. Livsmiljöområdets artpopulation blir mindre livskraftig och det är risk att arten försvinner från området utan att nya individer kan etableras.

Resultatet av konnektivitetsanalysen blir ett *ekologiskt nätverk* för fokusarten (se figur 5.2). I nätverket kan man identifiera starka delar med många livsmiljöområden och spridningslänkar samt känsliga delar, där bara ett eller några få livsmiljöområden och spridningslänkar kopplar

samman stora delar av nätverket. Ett nätverk som består av många separata nätverk är mer fragmenterat än ett nätverk där alla livsmiljöområdena är sammankopplade. Det är etablerat sedan länge att fragmentering orsakar isolering av populationer i urbana landskap vilket leder till utarmning av den biologiska mångfalden på lång sikt (Drayton and Primack 1996³⁰; Rechter and Serventy 1991³¹).

Angreppssättet snävt respektive brett ekologiskt nätverk

Det är bra att ta fram två varianter av analyserat ekologiska nätverk, ett bredare och ett snävare. För groddjursnätverket togs ett nätverk fram som endast innefattar livsmiljöområden där groddjur har observerats. Spridningsavståndet sattes till 3 km. Det bredare är baserat på ett antagande att fokusarten kan hittas inom livsmiljöområden som baseras på bredare urval från biotopkartan (många typer av våtmarker antas kunna vara lekvatten). Dessutom är, användes ett ”snällare” friktionsraster. På motsvarande sätt gjordes ett bredare nätverk även för ädellövträdarnätverket där livsmiljöområdena i det snäva nätverket endast innehåller hålträd medan de i det bredare nätverket innehåller alla skyddsvärda träd i de använda träd databaserna. Detta bredare nätverk kan användas för att identifiera områden med förstärkningspotential. Det snäva nätverket blir ofta mycket fragmenterat och utgör inget bra underlag för att identifiera strategiska lägen.

5.3.2 Funktionskarta

Detta analyssteg består av att utifrån resultaten av konnektivitetsanalyserna avgränsa olika områden och klassa dem efter vilken ekologisk funktion de har i det studerade ekologiska nätverket. För livsmiljöområdena (patcherna) gjordes för varje ekologisk nätverk en rankning av ekologisk funktionalitet genom poängsättning av uppsatta kriterier. Sedan gjordes en femgradig klassning utifrån poängsättningen. För spridningsstråk och stödhabitat gjordes ingen poängsättning. Detta för att undvika att ranka livsmiljöområden för reproduktion och spridningsfunktion i samma skala.

5.3.3 Kriterier ekologisk funktionalitet

Livsmiljöområden för reproduktion av fokusarten

Följande kriterier för poängsättning av livsmiljöområden har använts. Alla ekologiska kriterier har inte alltid använts för alla ekologiska nätverk. I vissa fall har det räckt med vissa kriterier som ”proxy för ekologisk funktionalitet”. Datavärdena har delats in i fyra klasser och i några fall i fem klasser. Färdiga klassindelningar i GIS-programmet ArcMap har använts. I vissa fall metod ”geometrical classification” och i vissa fall ”natural breaks”. Tilldelade poäng är 2, 3, 4 och 5 och i vissa fall har även värde 1 använts.

Storlek. Stora livsmiljöområden har bättre förutsättning att hysa stora populationer av fokusarten än små livsmiljöområden. Storlek kan mätas på olika sätt i olika ekologiska nätverk, t.ex. antal revir av fokusarten som livsmiljöområdet rymmer (teoretiskt uträknat) eller arean på livsmiljöområdet. Vi utgår också ifrån att stora områden ofta är resilienta områden (resilient ur ekosystemperspektiv) med förmåga att återfå balans efter störning.

Biotopkvalitet. Biotoper med hög biotopkvalitet är livsmiljö för reproduktion (ex lekvatten groddjur) och biotoper som har bra funktion som födosöksområden (ex fuktlövskog för

³⁰ Drayton, B., and R. B. Primack. 1996. Plant species lost in an isolated conservation area in metropolitan Boston from 1894 to 1993. *Conservation Biology* 10:30–39.

³¹ Recher, H. F., and D. L. Serventy. 1991. Long term changes in the relative abundance of birds in Kings Park, Perth. *Conservation Biology* 5:90–102.

groddjur och gammal flerskiktad barrskog för tofsmes). Livsmiljöområdena kan bestå helt och hållet av högsta biotopkvalitet eller ha inslag av något sämre biotoper (ex yngre skog för tofsmes). Biotopkvalitet kan rankas utifrån totala arealen högkvalitativa biotoper i livsmiljöområdet eller procentandelen av livsmiljöområdets totala yta. För ädellövträdsnätverket har antalet hålträd av ädellöv, eller totala antalet skyddsvärda träd av ädellöv, samt antalet "arvtagare" per hålträd (indikation på om det finns kommande träd som kommer få hålbildning).

Kriterierna storlek och biotopkvalitet ger tillsammans indikation på hur ekologiskt funktionell livsmiljöområdet är och vilken förutsättning den har för att hysa livskraftiga populationer av fokusarten.

Observation av förekomst av fokusarten. Detta kriterium har bara använts för groddjursnätverket där mycket kunskap finns i Artportalen om groddjurslokalerna tack vare god heltäckande kunskap om groddjursarterna i kommunen. Livsmiljöområden med groddjursobservationer har fått högre värde än områden utan observationer. Område med flera olika groddjursarter har fått högre ranking än område med enstaka observation. Observation av större vattensalamander har gett hög poäng.

Strategiskt läge. Strategiskt läge bedöms utifrån hur stor betydelse de olika livsmiljöområdena har för sammanlänkning av det analyserade nätverket. Klassning sker genom expertbedömning med indexet betweennesscentrality från konnektivitetsanalysen som ett underlag. Det blir alltid lägre index för betweennesscentrality i ytterkanten av nätverket varför betydelsen av länkar till Stockholms gröna kilar underskattas, även fast en zon utanför staden tagits med i konnektivitetsanalyser. För att kompensera för denna kanteffekt som följer att studieområdet har en artificiell avgränsning (det finns biotoper även bortom studieområdet) tas även hänsyn till huruvida livsmiljöområden har betydelse för sammanlänkning med Stockholms gröna kilar. Underlag som varit till stöd vid tolkning av koppling till gröna kilar, har för ädellövträdsnätverket varit en analys som Calluna gjort på uppdrag av Länsstyrelsen för regionalt ädellövträdsnätverk³². För barrskogsnätverket studerades zonen runt Stockholms stad som ingått i projektets barrskogsanalys samt ortofoto som sträcker sig längre ut. Varje objekt har givits en motivering vid rankningen. Groddjursnätverket har inte bedömts för kriterie strategiskt läge eftersom det är så fragmenterat.

Exempel på motivering:

- Isolerat livsmiljöområde eller få länkade livsmiljöområden. (värde 2)
- Sammanlänkad med flera andra livsmiljöområden och bedöms ha betydelse för funktion i det ekologiska nätverket ur kommunalt perspektiv. (värde 3)
- Utgör koppling mellan en av Stockholms gröna kilar och livsmiljöområden i Stockholms stad. Bedöms ha betydelse för funktion i det ekologiska nätverket ur kommunalt perspektiv. (värde 4)
- Regional betydelse för sammanlänkning i nätverket. Kan ex vara att området bidrar till att koppla samman två gröna kilar. (värde 5)

Observera att orden kommunalt perspektiv och regional betydelse inte används för att gradera hur bevarandevärt området är för kommunen respektive regionen. Orden används för att beskriva hur pass strategiskt ett enskilt område är för konnektivitet i det aktuella ekologiska nätverket. Ordet regionalt har använts när någon extra viktig sammanlänkning med Stockholms gröna kilar, har kunnat identifieras.

³² Bovin M., 2015. Ädellövsområden och ekmiljöer i Stockholms län. Länsstyrelsen i Stockholms län. Calluna AB.

Spridningsstråk och stödhabitat

Spridningsstråk och stödhabitat poängsätts inte eftersom det varit svårt eller kan anses olämpligt att få in livsmiljöområden och spridningsfunktion i samma skala.

Spridningsstråk. Bedöms på möjliga stråk mellan livsmiljöområden. Spridningsstråk innehåller spridningslänkar (*Least cost path*) från konnektivitetsanalysen men också en zon runt länkarna. Spridningsstråk är avgränsade områden som klippts ut från sammanvägda spridningskorridorer som visar kostnadsviktat avstånd från spridningslänken. Dessa skapas i analys i programmet 'Linkagemapper'. Spridningskorridorerna klipps vid ett tal som anses lämpligt efter översiktlig studie av hur landskapet ser ut (ortofoto, biotopkarta). Någon djupare analys för klippning av korridorer har inte gjorts. En slags gradering i spridningsstråk finns för ädellövträdsnätverket och groddjursnätverket i och med att spridningsstråk skapats dels från snäva nätverket och dels från breda nätverket. För nätverket för barrskogsmesar finns bara en typ av spridningsstråk framtagen.

Stödhabitat är områden i Stockholms stad som har en viss positiv betydelse för det ekologiska nätverket men som inte är livsmiljöområden (i det snäva nätverket). Det kan vara biotop typer som utgör efterträdare till nuläget livsmiljöområden eller områden med hög biotopkvalitet men som var för små för att utgöra livsmiljöområden. I ädellövträdsnätverket är det urval från biotopkartan som visar olika typer av skogar med ädellöv men som inte hamnat i livsmiljöområdena (dessa är ju skapade utifrån punktoobjekten inmätta träd). Ofta finns det bland detta urval från biotopkartan gamla ädellövträd som missats vid inmätning i ekdatabasen eller Länsstyrelsens inventering, varför stödhabitatet också fångar in sådant som borde ha analyserats som livsmiljö för reproduktion.

Se appendix A för mer utförlig metodik.

5.4 Barrskogsnätverket

5.4.1 Ekologisk bakgrund

Tofsmes valdes ut som fokusart i analysen av barrskogsnätverket. Tofsmes har även använts i de habitatnätverk som tagits fram 2007 på uppdrag av miljöförvaltningen (Mörtberg et.al. 2007). Analysen täcker inte in bara tofsmes utan i stor grad även talltita som är en än mer krävande barrskogsme. Nätverket täcker även till stor del in svartmesens ekologiska krav och nätverket får här representera barrskogsmesar.

Tofsmesen föredrar gammal barrskog, särskilt talldominerad skog, men man kan hitta den i flera typer av barrblandskog dock sällan i rena granbestånd. Skogens struktur spelar betydande roll för om tofsmes förekommer eller inte. Flerskiktad barrskog med inslag av lövträd och fuktstråk är gynnsamt och förekomst av död ved är en mycket viktig faktor för såväl bobygge som födosök (Svensson et al., 2009³³). Tofsmes och talltita lever i samma typ av skogar och de kan ha överlappande revir. Båda gynnas av flerskiktade skogar eftersom de erbjuder skydd runt boträden och rika födosöksområden. Studier i skogar runt Uppsala har visat att talltitan har sämre häckningsframgång än tofsmes i skog utan flerskiktning (gallrade

³³ Svensson, S., Svensson, M., och Tjernberg, M. (2009). Svensk Fågelatlas.

och röjda skogar) (Eggers och Low, 2014³⁴). Tofsmes kan klara att leva i dessa mer ensartade skogar bättre än talltitan även om det inte är optimalt för tofsmesen. Skogsområden med gammal och flerskiktad skog har alltså högre sannolikt att hysa både tofsmes och talltita vilket ytterligare ökar dessa skogars betydelse för biologisk mångfald.

Fokusarten barrskogsmesar indikerar större sammanhängande barr- eller blandskogar med innehåll av biotopkvaliteter som gammal skog, flerskiktning och död ved. Detta är kvaliteter som gynnar många av de skogsarter som idag har negativa populationstrender och som enligt miljömålet "Levande skogar" ska få livskraftiga populationer.



Figur 5.3. Tofsmesen lever i gamla barrskogar som är flerskiktade och förflyttar sig ogärna över öppna marker eller bebyggelse.

5.4.2 Tolkning av Stockholms stads barrskogsnätverk

I söderort längs Nackareservatet och i Farsta finns en mycket viktig del av stadens barrskogsnätverk med ett 20-tal barrskogar (livsmiljöområden för barrskogsmesar) som är sammanlänkade, bland annat via Sköndal och Bagisskogen-Skogskyrkogården. Denna del av nätverket utgör en koppling mellan Tyrestakilen och Hanvedenkilen och har därför uppenbar regional betydelse. Längs Mälarstranden från Skärholmen till Aspudden finns ett tiotal barrskogar som är sammanlänkade. Dessa utgör koppling till Bornsjökilen. Görvälnkilen går en bit in i Stockholms stad vid Lövsta men det finns ingen fortsättning på nätverket in mot Stockholm. Hansta naturreservat utgör Järvakilen innersta del men barrskogsnätverket fortsätter inte in i staden. Hansta är en stor barrskog med höga kvaliteter som kan antas ha betydelse för funktionalitet i barrskogar i Järvakilen.

Det finns några större kluster med sammankopplade skogar som inte har koppling till Stockholms gröna kilar men som utgör viktiga delar i barrskogsnätverket ur kommunalt perspektiv. I Bromma finns knappt ett tjugotal sammanlänkade barrskogar. På norra respektive södra Djurgården finns barrskogsnätverk med ca fem sammanlänkade skogar vardera. Årtaskogen är ett stort barrskogsområde (123 hektar) som ligger långt in i Stockholm, nära stadens tätt

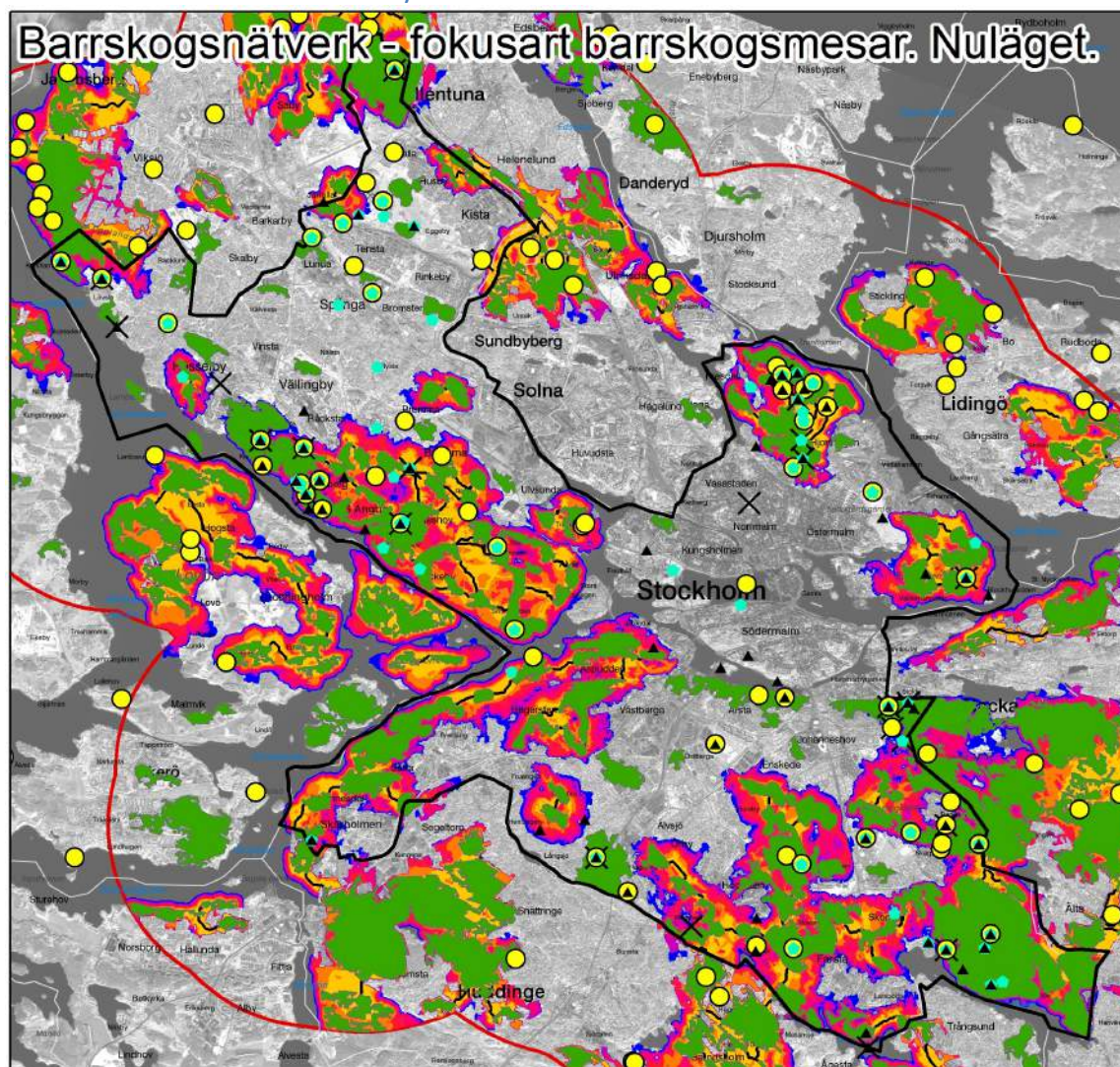
³⁴ Eggers, S. och M. Low. (2014). Differential demographic responses of sympatric Parids to vegetation management in boreal forest. *Forest Ecology and Management* 319, 169–175.

bebyggda delar. Årtaskogen är enligt konnektivitetsanalysen isolerad och har inga fungerande spridningsvägar österut till Hammarbyskogen och Tyrestakilen eller västerut till Mälarens strand. Bland annat stora bilvägar utgör barriärer. Förutom nämnda områden finns ett knappt 20-tal mer eller mindre isolerade barrskogar som enligt analysen utgör livsmiljöområden för barrskogsmesar.



Figur 5.4. Hammarbyskogen sträcker sig in mot staden och övergår i finmaskig grönsstruktur. Hammarbyskogen hänger ihop med Tyrestakilen och utgör grönkilens innersta del. Foto. A. Koffman.

5.4.3 Kartor konnektivitetsanalys



Konnektivitetsanalys

 Aktivitetsområde häckning barrskogsmesar. "Ekologiskt funktionella, tillräckligt stora skogsområden".

 Spridningslänk max 2 km effektivt avstånd för ungfåglar som ska etablera revir

Spridningskorridor kring spridningslänk

Gult bra - blått sämre. Ofärgat för långt bort.



Korridor klippt vid effektivt avstånd 4 km.



Analysområde

Artportalen förekomster april-juni

-  Spillkråka_2004-2014_STHLMs_stad
-  Svartmes_2004-2014_STHLMs_stad
-  Tofsmes_2004-2014_STHLM_stad, utanför staden 2013-2014
-  Talltita_1994_2014_STHLMs_stad april_juni

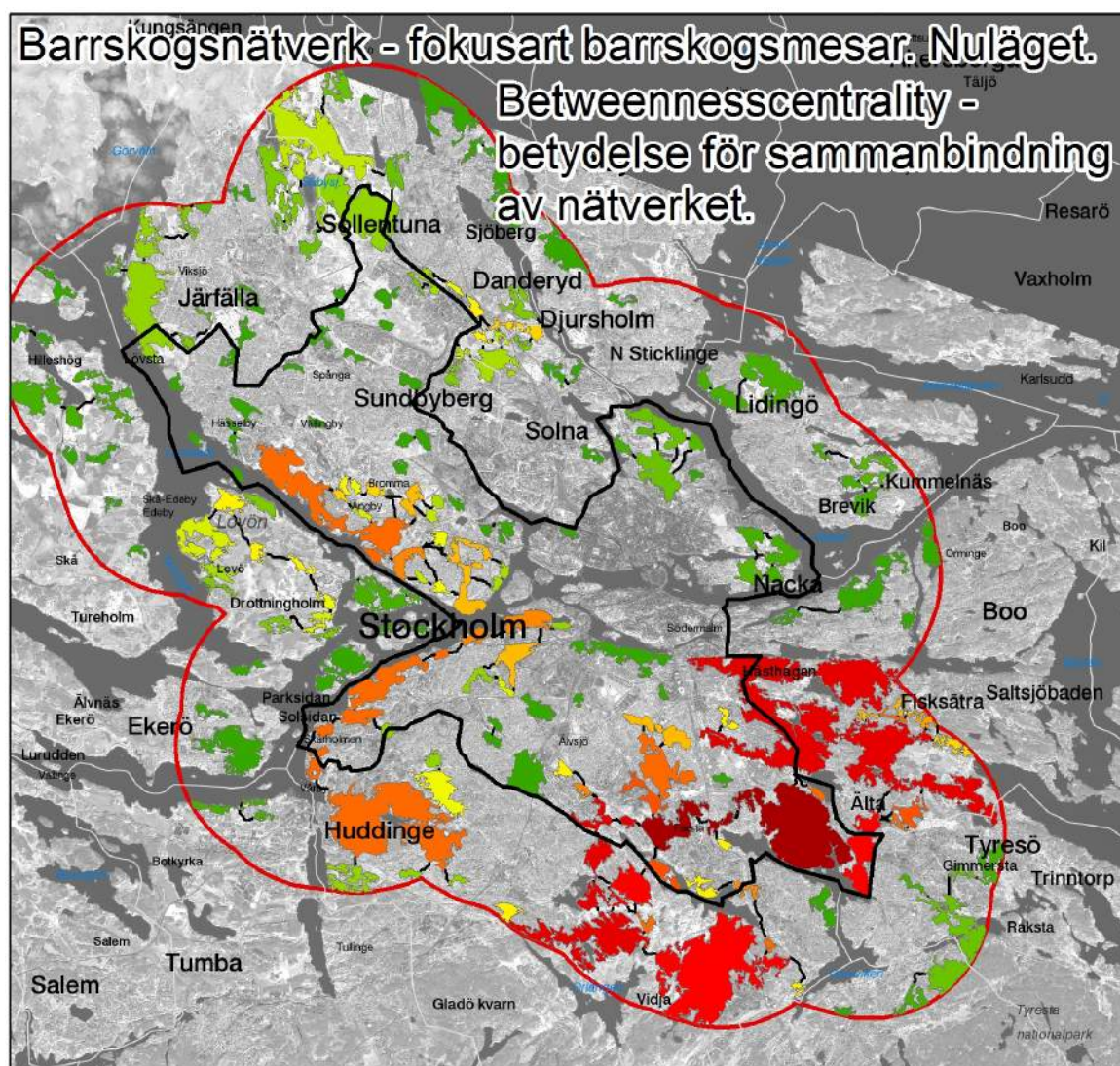
Konnektivitetsanalys i Linkagemapper.
Friktionsraster och patcher från 2009 års biotopkarta.
Uppdaterat med exploatering i ESBO-skikt 2009-2012.

0 2 4 8 Kilometers

Bakgrund satellitbild. Copyright för Spot-data ur Sverige 2005: CNES@Distribution SpotImage, 2005

2015-02-04  CALLUNA

Figur 5.5. Karta barrskogsnätverket. Kartan visar aktivitetsområden (synonymt med hemområde, dvs skogar där barrskogsmesar kan häcka och föda upp ungar) och spridningslänkar. Spridningskorridorer visas runt länkarna.



Konnektivitetsanalys

— Spridningslänk max 2 km effektivt avstånd för ungfåglar som ska etablera revir

Livsmiljöområden; visualisering betweennesscentrality

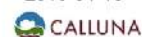
Grad av betydelse för konnektivitet i nätverket. Ju rödare desto större.



Konnektivitetsanalys i Linkagemapper.
 Friktionsraster och patcher från 2009 års biotopkarta.
 Uppdaterat med exploatering i ESBO-skikt 2009-2012.



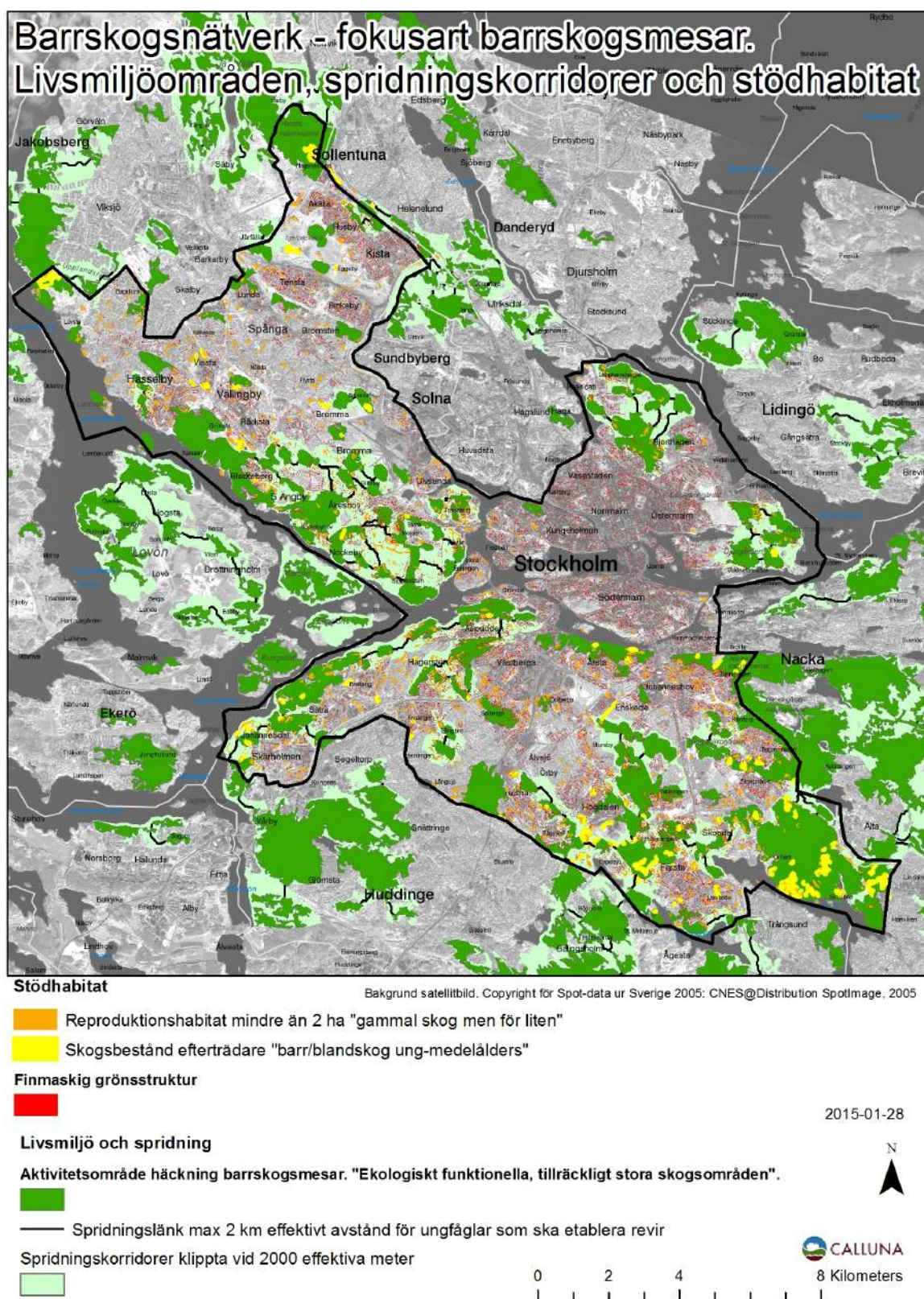
2015-01-19



0 2 4 8 Kilometers

Bakgrund satellitbild. Copyright för Spot-data ur Sverige 2005: CNES@Distribution Spotimage, 2005

Figur 5.6. Karta strategiskt läge. Betweenness centrality-analysen visar hur stor betydelse de olika livsmiljöområdena har för sammanlänkningen av barrskogsnätverket. Aktivitetsområde och hemområde används i rapporten synonymt.



Figur 5.7. Karta barrskogsnätverk med stödhabitat inlagda. Kartan visar barrskogsnätverket. På kartan är också visas också unga-medelålders barrskogar och mindre skogsfragment med gammal skog, samt finmaskig grönsstruktur (ex. trädnader). Detta kan kallas stödhabitat. Kartan kan användas för att hitta lägen där barrskogsnätverket kan stärkas genom att säkerställa att gammal skog med naturskogs kvaliteter kan tillkomma. Aktivitetsområde och hemområde används i rapporten synonymt.

5.4.3 Förbättringsåtgärder

Om staden vill förbättra spridnings- och levnadsmöjligheter för barrskogsmesar bör åtgärder främst anpassas efter den ekologiska infrastrukturen som visas på kartorna för barrskogsnätverket. Ett exempel är att undersöka vilka unga till medelålders skogar som är belägna i närheten till reproduktionsområden och rikta åtgärder för att öka tillgången på död ved samt sköta dem så att de blir flerskiktade. Det är förstås positivt om de får utvecklas till gamla skogar. Exempel där sådana åtgärder kan utföras är kring Flatensskogen och spridningsstråket mellan Sköndal, Farsta och Högdalen/Rågsved.

För att ytterligare förbättra spridning mellan stadens sydöstra delar och stadens sydvästra delar är det tydligt att man kan stärka konnektiviteten mellan Aspudden och Hammarbyskogen. En förbättrad konnektivitet mellan Årstaskogen och Aspudden samt Johanneshov skulle medföra att Årstaskogen blir ett livsmiljöområde med stor strategisk betydelse för sammankoppling i hela det ekologiska nätverket för barrskogsmesar. Kopplingen mellan Hammarbyskogen och Årstaskogen kan förbättras genom att skapa en trädklädd ekodukt.

Hur skogar och trädklädda områden i parker sköts har mycket stor påverkan på förekomst av barrskogsmesar. För god häckningsframgång och för att både talltita (mer krävande art) och tofsmes ska kunna finnas behöver skogen vara flerskiktad och innehålla döda eller döende träd med bohål. Underväxt av gran eller andra träd och rikt buskskikt skapar skydd mot predatorer (Eggers och Low, 2014).

I förvaltning av skogar och i stadsutvecklingsprojekt kommer ofta frågan upp om att sikt längs parkvägar är viktigt för trygghet för människor. En naturskog som hamnar nära bebyggelse eller som omvandlas till park kommer få förändrad skötsel där utglesning och röjning av undervegetation är vanligt. Döda eller döende träd nära parkvägar och bebyggelse kan lätt bli s.k. riskträd, dvs. träd som kan falla och göra skada när de blir gamla. Dessa träd tas ned innan de blir gamla och kommer inte kunna bli boträd för barrskogsfåglar. Detta är exempel på skötselåtgärder i skog och park som missgynnar barrskogsmesar. Att veta var viktiga skogar för barrskogsnätverket finns är nödvändigt för att kunna klokt förvalta barrskogsnätverket (se figur 5.7 och 5.10).

I vissa fall kan en skog i barrskogsnätverket också utgöra livsmiljö i annat ekologiskt nätverk ex för ädellövträd eller för solbelysta tallar. Det kan vara mer prioriterat att gynna arter knutna till dessa ekologiska nätverk och då kan naturvårdsgallring vara mer prioriterat än att skapa naturskogar för barrskogsmesar.



Figur 5.8. Bilden visar ett träd som åldrats och fått hålbildning. Trädet har värden som bo-träd men har här bedömts vara ett s.k. riskträd och har därför tagits ned. När ny bebyggelse eller stadsparker kommer i eller nära barrskogs nätverket uppstår ofta sådana konflikter och prioriteringar och avvägningar mellan olika intressen måste göras. Foto. A. Koffman

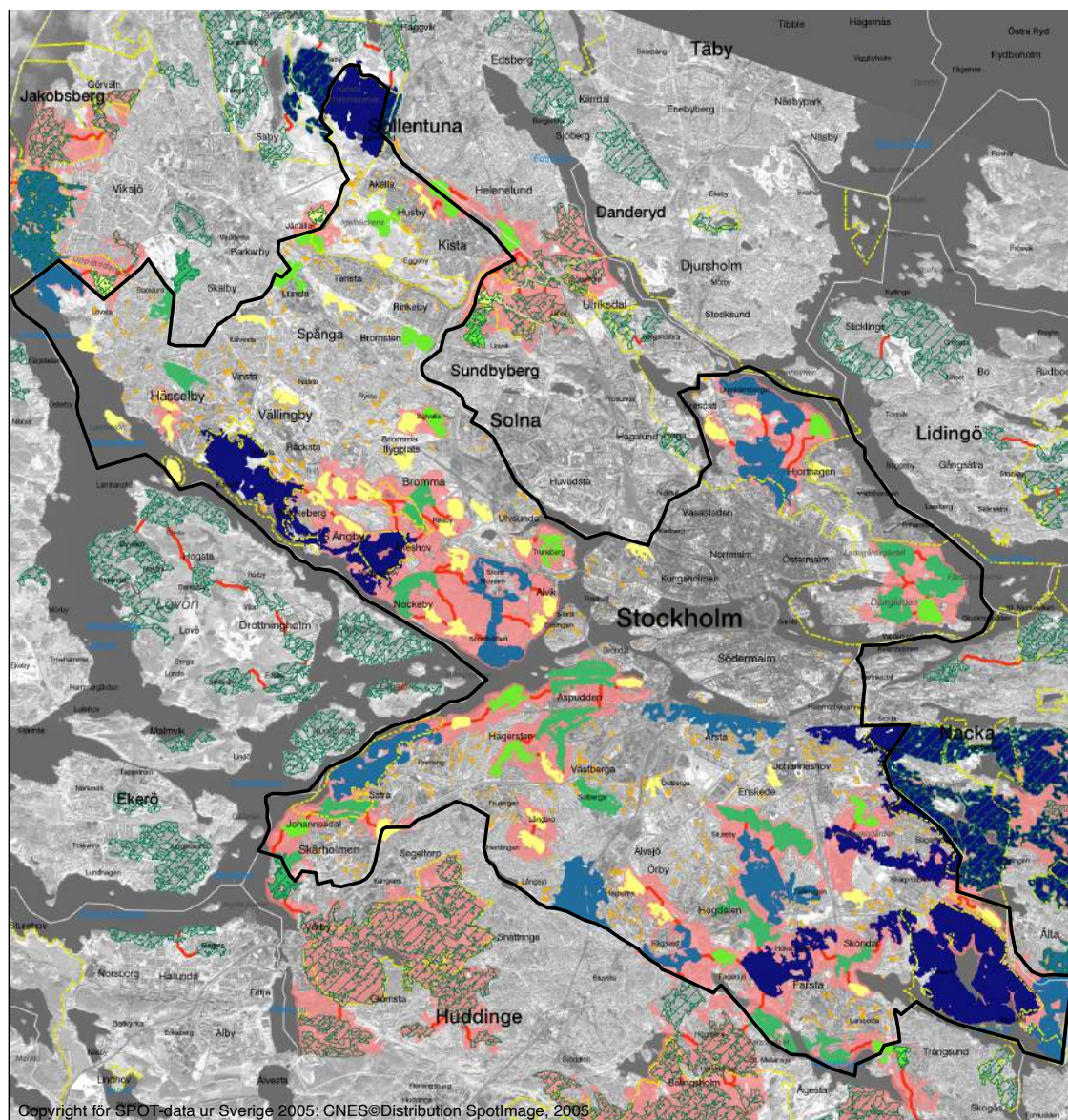


Figur 5.9. Flerskiktad barrskog, med gamla träd och död ved är optimal häckningsmiljö för tofsmes och talltita. Foto A. Koffman (Nackareservatet).

5.4.3 Funktionskarta barrskogs nätverket

Kartan i figur 5.10 visar olika ekologiska funktioner i barrskogs nätverket och för hemområdena har en ranking av ekosystemfunktionalitet gjorts. För utförlig metodik se appendix A.

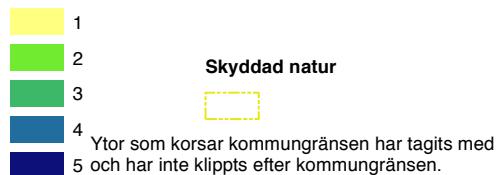
Funktionskarta nätverk barrskogsmesar i Stockholms stad



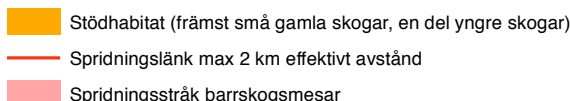
Gradering av kapacitet för upprätthållande av fungerande nätverk för barrskogsmesar

Hemområden barrskogsmesar

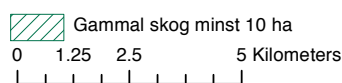
Poäng ekosystemfunktionalitet



Spridningsstråk och stödhabitat utanför hemområdena



Gammal skog utanför kommunen



2015-09-16

Figur 5.10: Funktionskarta för ekologisk nätverk för barrskogsmesar. Kartan visar olika typer av ekologisk funktion och för hemområdena har en poängsättning gjorts för ekosystemets funktionalitet.

5.5 Groddjursnätverket

5.5.1 Ekologisk bakgrund

Samtliga naturligt förekommande groddjur i kommunen är idag hotade då deras livsmiljöer och spridningsvägar kontinuerligt ödelagts under 1900-talet. De viktigaste hoten är biotopförändringar av vatten- och fuktmiljöer, infrastrukturens barriäreffekter samt kemisk påverkan på vattnet (Miljöförvaltningen, 1999³⁵). Groddjuren är beroende av flera miljöer för sin livscykel; akvatiska för fortplantning och yngelstadiet, födosökmiljöer- och övervintringsmiljöer på land. Groddjuren är även starkt beroende av framkomliga förbindelser i marknivå mellan livsmiljöerna. Om förbindelserna skärs av är dessutom möjligheten till återkolonisering obefintlig. Starka populationer av groddjur är god indikation på att landskapet hyser fungerande ekosystem. Groddjur är fridlysta i hela landet. Till de mest sällsynta arterna hör större vattensalamander som är med på Bernkonventionens lista över strikt skyddade arter och är upptagen i EU:s art- och habitatdirektiv.



Figur 5.11: Groddjuren behöver lekvatten för fortplantning. Ynglen har gälar och är vattenlevande djur. Andra delar av sin livscykel är groddjuren landlevande. Bilden visar åkergroda. Foto. S. Danielsson.

5.5.2 Tolkning av Stockholms stads groddjursnätverk

Genom landskapsekologiska analyser har groddjurens livsmiljöområden identifierats. Ett livsmiljöområde innehåller lekvatten och tillgängliga sommarhabitat inom 500 effektiva meter från lekvattnet (avståndsanalys med friktionsraster). I livsmiljöområdet finns ofta också övervintringsmiljöer. Dessa kan dock ligga längre från lekvattnet med mindre lämpliga miljöer emellan, vilka då enbart används som transportsträcka. Analysresultaten redovisas

³⁵ Miljöförvaltningen Stockholms stad. Rapport från ArtArken. Stockholms Artdatabank. 1999

med två typer av kartor; dels ett "snävt" nätverk och dels ett generösare (benämns snävare och bredare nätverk). För groddjursnätverket benämns livsmiljöområdena hemområden.

Ett snävt nätverk som bygger på lekvatten med faktiska observationer av groddjur (kända groddjurslokaler) och ett bredare nätverk som bygger på ett brett urval av våtmarksbiotoper som antas kunna fungera eller i varje fall ha viss potential som lekvatten idag eller som utgör lämpliga lägen för skapa/förbättra lekvatten och livsmiljöer för groddjursarter. Det snäva nätverket bygger på antagandet att djuren kan sprida sig max 3 km och det breda på 5 km. I det breda nätverket har barriäreffekten på hårt trafikerade vägar i friktionsrastret sänkts så att spridning kan ske över vägen. Detta för att identifiera viktiga lägen för där barriärminskande åtgärder kan vara särskilt betydelsefulla. Mer detaljer om analysen finns i appendix A.

Det snäva nätverket med hemområden med kända groddjursförekomster beskriver nuläget. Förekomst av större vattensalamander som är en relativt kräsen art har rapporterats för ungefär 15 lekvatten. (Från enstaka observation till livskraftiga populationer). Vid tolkning av det snäva nätverket framgår att det finns ett antal större hemområden som kan betraktas som goda groddjurslandskap. Det är Judarn med omnejd (106 ha), Laduviken med omnejd (162 ha), Isbladskärret –Kaknäs ängar med omnejd (124 ha), Hansta (98 ha) Flaten med omnejd (88 ha), del av Magelungen med omnejd (78 ha), Kyrksjölöten med omnejd (76 ha). Det finns ytterligare 32 hemområden i storleksintervallet 9-74 ha. Det är dålig konnektivitet mellan dessa olika områden. Kluster som innehåller sammanlänkade områden innehåller inte fler än tre hemområden. Isoleringen beror främst på trafikerade vägar och tät bebyggelse.

Det breda nätverket, som ett gynnsamt framtidsscenario, innehåller betydligt fler hemområden och har högre konnektivitet (fler sammanlänkade hemområden). Ett stort antal hemområden i Bromma är sammanlänkade och har via Mälarstranden och Grimsta naturreservat en regional koppling till Görvälänkilen. Mälarstranden har relativt goda förutsättningar att vara ett spridningsstråk. Det går också ett stråk från Bromma till Järvafältet och vidare i Järvakilen via Solhemsdammen. Detta spridningsstråk har mycket små förutsättningar att bli en funktionell koppling mellan Bromma och Järvakilen eftersom det finns många svåra trafikleder och gator.

Hemområden längs Nackareservatet till Flaten, Drevviken och Magelungen och Fagersjöskogen är sammanlänkade och har regional koppling till Hanvedenkilen. Magelungen har koppling till Långsjön och Solberga skogen och Långsjön verkar ha koppling till livsmiljöer för groddjur i Bornsjökilen. Alla dessa relativt omfattande groddjursnätverk i några delar av staden har som tidigare förklarats inte fungerande spridningsvägar eller så stort antal fungerande hemområden i nuläget. Förbättringsförslag för att stärka groddjursnätverket i strategiska lägen redovisas på karta nedan.



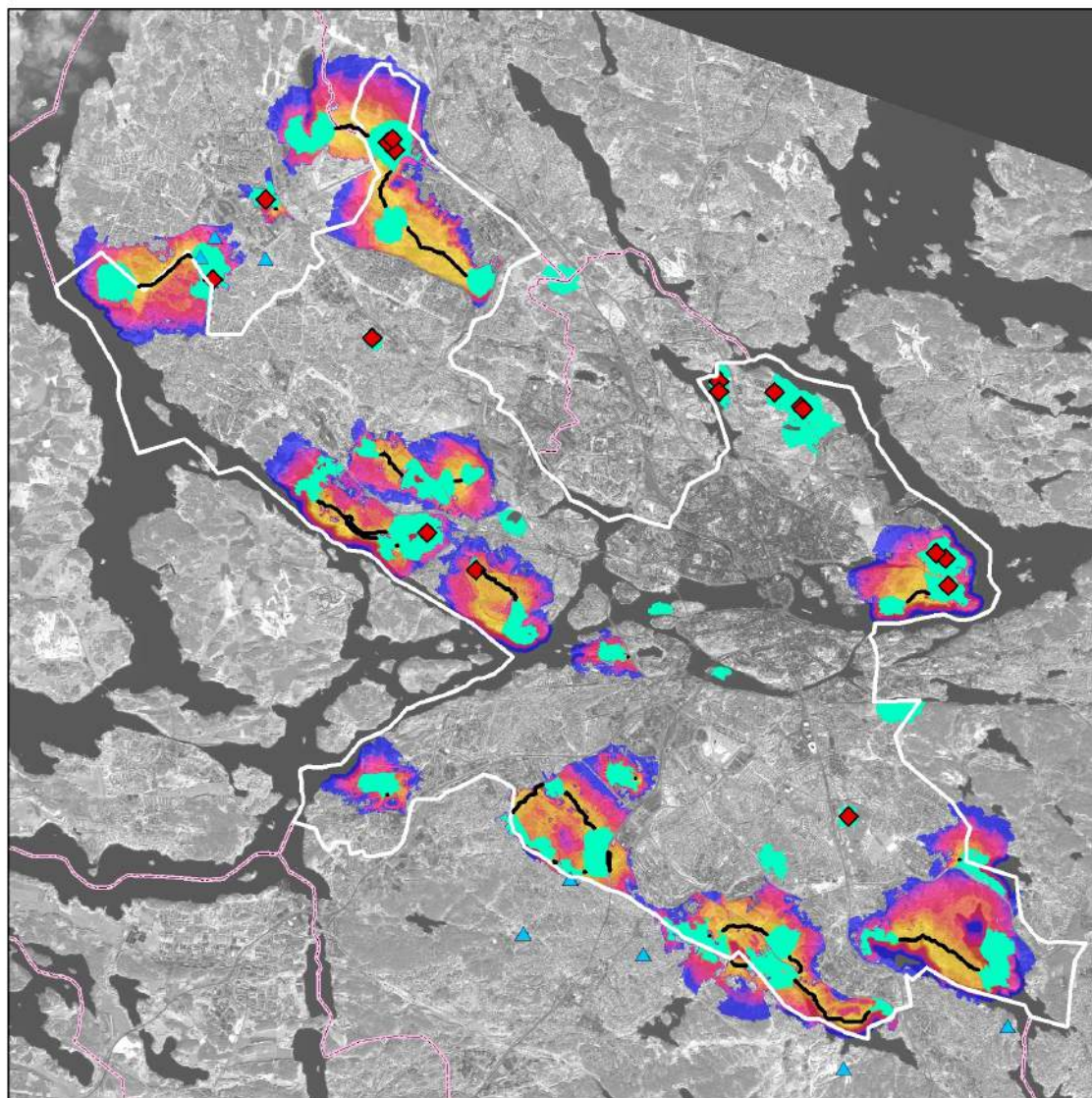
Figur 5.12: Groddjuren övervintrar skogar med block och död ved eller i trädgårdarnas komposthögar. Tidigt på våren vandrar de till sitt lekvatten. På sommaren födosöker de våtmarker, lövskogar, trädgårdar, gräsmarker mm. Foto: A. Koffman. (Riksby i Bromma.)

5.5.3 Kartor och analys av konnektivitet

Groddjursnätverk nuläget

Konnektivitetsanalys i LinkageMapper. Hemområden med groddjursobservationer.

Nuläget. Friktionsraster fr. 2009 års biotopkarta samt trafikdata. Indata uppdaterat med exploatering 2009-2012 i ESBO-skikt.



Konnektivitetsanalys

Copyright för SPOT-data ur Sverige 2005: CNES©Distribution SpotImage, 2005

 Hemområde groddjur (med faktiska groddjursobservationer)

 Spridningslänk max 3 km (effektivt avstånd)

Spridningskorridor kring spridningslänk

Gult bra - blått sämre. Ofärgat för långt från spridningslänk.



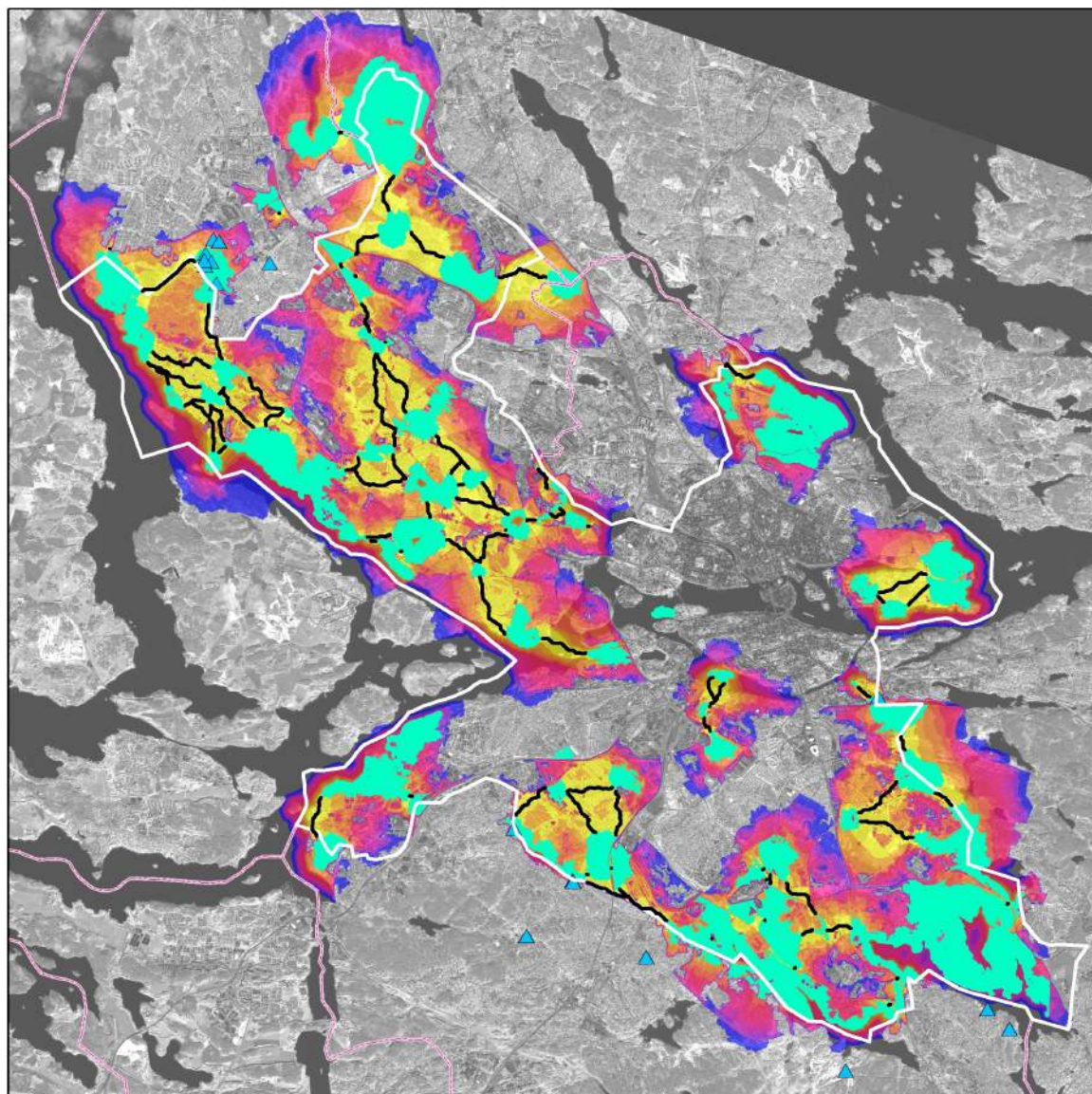
Korridorer klippta vid avstånd 3 effektiva km

 Artportalen grod-observationer 500m m utanför staden

 Lekvatten större vattensalamander (indata MF 2012)

2015-01-29

Figur 5.13: Karta groddjursnätverket, snäva nätverket som baseras på lokaler med groddjursobservationer. Kartan visar hemområden (lekvatten och sommarhabitat), spridningslänkar. Runt spridningslänkarna har spridningskorridorer visualiserats.



Copyright för SPOT-data ur Sverige 2005: CNES©Distribution SpotImage, 2005

Konnektivitetsanalys

 Hemområde groddjur (Alla innehåller våtmarksmiljö. Kända populationer och områden utan kända populationer)

 Spridningslänk max 5 km (effektivt avstånd)

Spridningskorridor kring spridningslänk

Rött bra - grönt sämre. Ofärgat för långt från spridningslänk.

 (Korridorer klippta vid avståndet 5 effektiva km.)

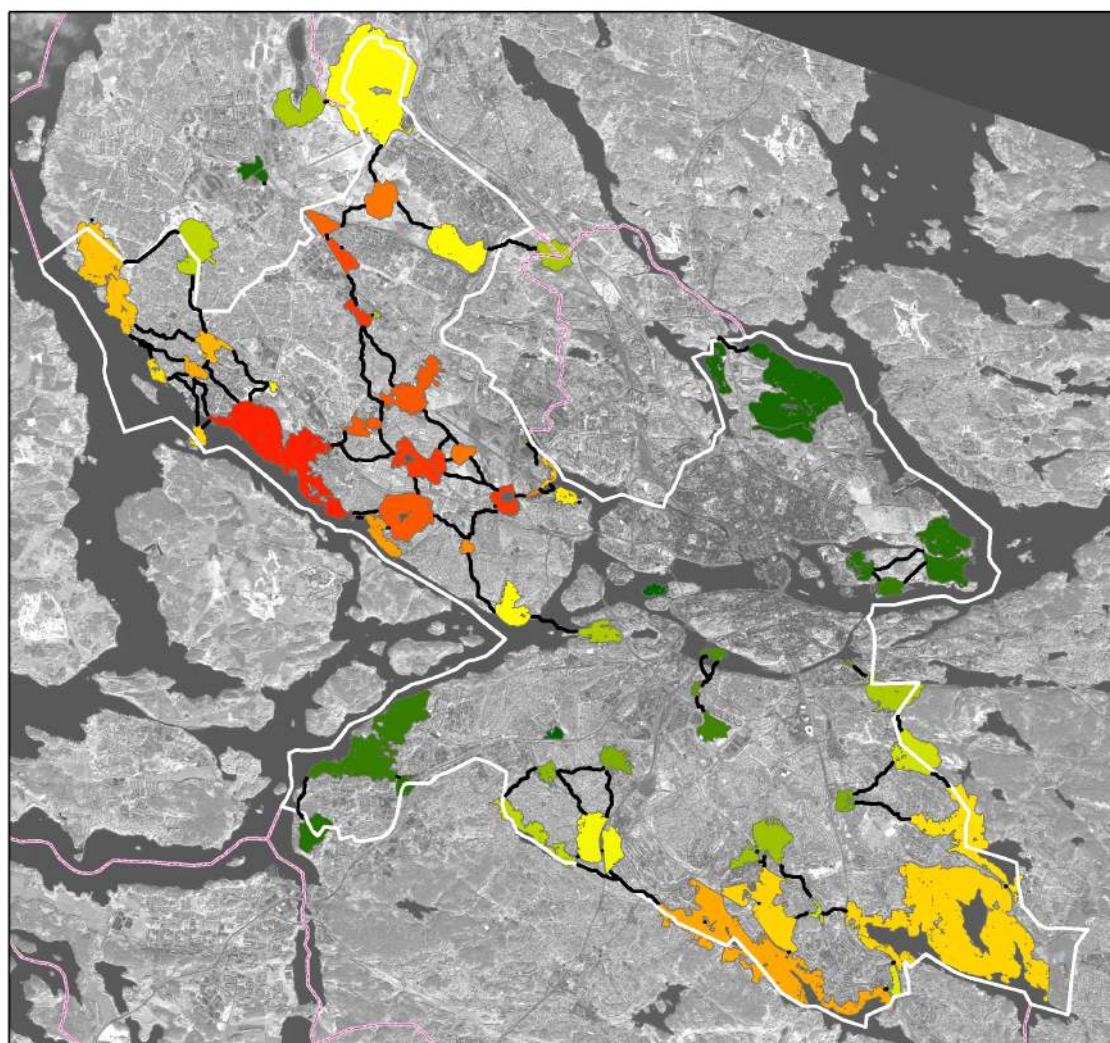
Artportalen grod-observationer 500m m utanför staden



2014-12-17



Figur 5.14: Karta groddjursnätverket, underlag för förstärkningsåtgärder. Visar det breda nätverket som baseras på urval av potentiella lekvatten från biotopkartan och miljöförvaltningens grodvatten-skikt. Alla dessa har inte groddjursobservationer. Kartan visar hemområden (lekvatten och sommarhabitat), spridningslänkar. Runt spridningslänkarna har spridningskorridorer visualiserats. Analysen har gjorts så att barriäreffekten på de mest trafikerade vägarna minskats, så att spridning sker lättare än i verkligheten.



Copyright för SPOT-data ur Sverige 2005: CNES©Distribution SpotImage, 2005

Konnektivitetsanalys

Livsmiljöområden visualisering betweenness centrality

Grad av betydelse för konnektivitet i nätverket. Rött = stor.



2014-12-04



— Spridningslänk max 5 km (effektivt avstånd)



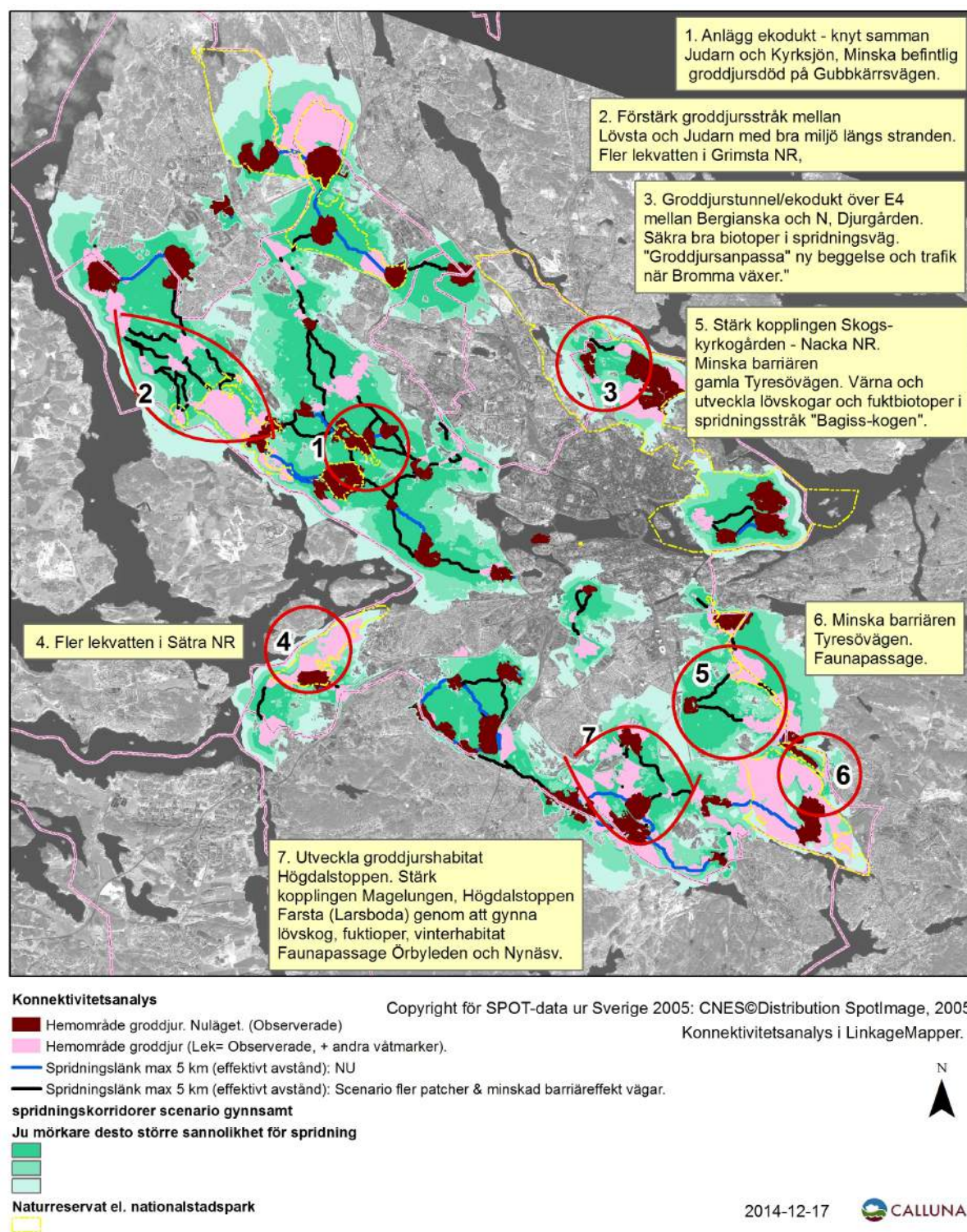
Figur 5.15: Karta strategiskt läge (betweenness centrality) för hemområden i groddjursnätverket. Analysen är gjort på breda nätverket. Analysen visar hur stor betydelse de olika hemområdena (i kartlegenden används det synonymen livsmiljöområde) har för sammanlänkningen av barrskogs nätverket. Det hade varit önskvärt att ta med en större zon runt stadens gränser för att inte riskera att betweenness centrality i stadens kanter blir lägre än vad de "egentligen är" om närliggande hemområden finns utanför stadens gränser.

5.5.4 Förbättringsåtgärder

Vid bebyggelseutvecklingen bör staden synliggöra yt- och dagvatten och nyskapa/återskapa vattenstråk och fuktmiljöer i landskapet om kartorna över groddjursnätverket (figur 5.16, 5.17) ger indikation på att dessa åtgärder är relevanta. Flera av de områden som skapats i analysen är stora och innehåller en variation från sämre till bättre biotoper för fokusarten (avses både groddjur generellt och större vattensalamander). Exempelvis kan ett spridning-

stråk innehålla en del hårdgjord yta, där ny bebyggelse med grönska och nyskapande av dagvattenstråk, skulle höja spridningsstråkets kapacitet för upprätthållande av groddjursnätverket.

Nya vägar och trafikökningar på befintliga vägar bör analyseras ur ett groddjursperspektiv och anpassas så att de inte utgör barriärer. Det är viktigt att vid bebyggelseutveckling särskilt ta hänsyn till biotoper som kan fungera som sommar- och vinterhabitat för stadens groddjurspopulationer. Dessa miljöer ligger från några hundra meter till 1 km eller mer från lekvattnen. Det är också viktigt att förstärka funktionen som sommar- och vinterhabitat i befintliga biotoper som ligger nära lekvatten. Att skapa död ved eller låta död ved skapas av sig själv eller anlägga stenrösen är exempel på sådana åtgärder. Förslag på förstärkningsåtgärder i strategiska lägen sammanfattas i kartan i figur 5.16.

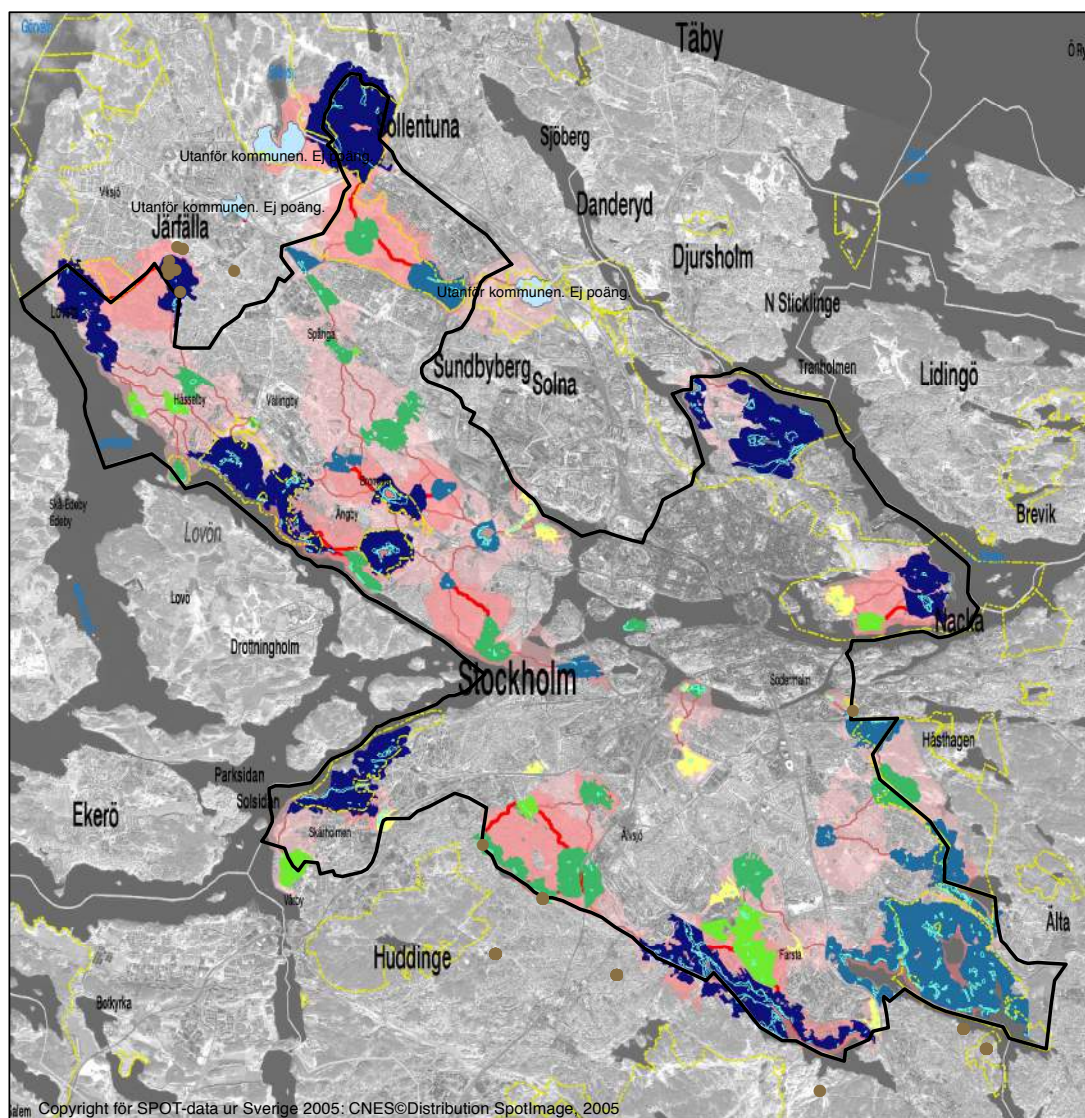


Figur 5.16: Analys och förslag på åtgärder för att förstärka groddjursnätverket.

5.5.5 Funktionskarta för groddjursnätverket

Kartan visar olika ekologiska funktioner i groddjursnätverket och för hemområdena har en ranking av ekosystemfunktionalitet gjorts. För utförlig metodik se appendix A.

Funktionskarta groddjursnätverket i Stockholms stad



Gradering av kapacitet för upprätthållande av fungerande groddjursnätverk

Lekvatten observerade och potentiella



Hemområden för groddjur (obs. el. potentiella)



Artportalen 2004-2014 500m utanför kommunen, vanlig padda, vanlig groda

Skyddad natur



Spridningsstråk med trolig funktionalitet idag

— Spridningslänk max 3km effektivt avstånd

— Spridningsstråk

Spridningsstråk möjlig i bättre framtid

— Spridningslänk max 5 km möjlig i bättre framtid

— Spridningsstråk

0 1.25 2.5 5 Kilometers

2015-09-19



Figur 5.17: Funktionskarta för groddjursnätverket. Kartan visar olika typer av ekologisk funktion och för hemområdena har en poängsättning gjorts för ekosystemets funktionalitet. Några hemområden nära kommungränsen, i Järfälla och Solna visas med ljusblå färg i kartan.

5.6 Ädellövträdsnätverket

5.6.1 Ekologisk bakgrund

Landbaserade ekosystem bestående av ekskogar och andra ädellövskogar, med tillhörande buskar och den artrika markflora man brukar finna där, hör till de artrikaste vi har i Sverige och Europa. Minst 1 500 arter är knutna till trädslaget ek (Hultgren et al., 1997³⁶). Hela 56 % av de rödlistade arterna i Sverige har livsmiljöer i ädellövskog. Detta ger ädellövträdsmiljöerna en särställning i bevarandet av den biologiska mångfalden. Naturvårdsverket har initierat ett särskilt åtgärdsprogram för grova ädellövträd (Naturvårdsverket 2004).

Ädellövträdsnätverkets ekologi och valet av fokusart finns väl beskrivet i Mörtberg et.al. (2007). Miljöförvaltningen lät i mitten av 2000-talet KTH ta fram s.k. habitatnätverk för arter knutna till ek. Fokusarten som valdes var ett komplex av olika arter vedlevande skalbaggar knutna till ekens sena livsstadium, d.v.s. äldre jätteekar och hålekar. Larvutvecklingen sker i bark och ved hos en del av arterna och andra lever i s.k. mulm i ekens ihåliga utrymmen. Många av dessa arter är idag rödlistade och indikerar dessutom artrikedom inom olika grupper av organismer. De konnektivitetsanalyser som Calluna nu gjort utgår från samma fokusart (artkomplex) som Miljöförvaltningens tidigare studie.



Figur 5.18: För att en ekmiljö ska vara långsiktigt funktionell måste den vara tillräckligt stor för att rymma både gamla ekar och efterträdare. Forskningen visar att det i naturliga eklandskap finns knappt tre gamla hålekar per hektar. Foto Anna Koffman. (Nackareservatet).

Hålträdslevande arter har sämre spridningsförmåga än de som lever på död ved. Livslängden för olika typer av död ved varierar och därför borde vedlevande arter ha olika spridningsförmåga beroende på vilken typ av ved den är knuten till (Nilsson och Baranowski, 1997³⁷). Ett

³⁶ Hultgren S., Pleijel H. och Holmer M. (1997) Ekjättar - historia, naturvärden och vård. Ud- devalla, Naturcentrum AB.

³⁷ Nilsson, S., G. och R. Baranowski. (1997). Habitat predictability and the occurrence of wood beetles in old-growth beech forest. *Ecography* 20, 491-498.

brett och ett snävt ädellövträdsnätverk har därför tagits fram. Det snäva utgår från endast s.k. hålträd (hålstadium 4-6) och antagandet där är att fokusarten sprider sig max några hundra meter (500 m). Det breda nätverket utgår från alla ekar i stadens ekdatabas (Ekologigruppen, 2007³⁸) och de träd som kompletterar i länsstyrelsen inmätning av skyddsvärda ädellövträd. Spridningsavståndet är förhållandevis långt (3 km) och skulle kunna gälla för en art som bredbandad ekbarkbock (rödlistad starkt hotad) som lever i nyligen död ved (Ehnström, 2005³⁹). I det breda nätverket betraktas alltså alla träd i de analyserade träddatabaserna som tillgängliga livsmiljöer för reproduktion för fokusarten.

Detta är en förenkling av verkligheten. I själva verket är det bara en liten andel av alla träd som i dagsläget fungerar för en specifik art vedlevande skalbagge. Det breda nätverket är ett sätt att fånga upp att det är viktigt att träd i olika successionsstadier finns så att det hela tiden finns efterträdare till dagens ek-jättar och gamla hålträd.

Friktionsrastret för spridning mellan livsmiljöområdena är gjort efter en spridningsprofil där vi antog att för fokusarten lättframkomliga biotoper finns i ädellövmiljöer i skog och andra huvudnaturtyper, halvöppna marker, gles bebyggelse med vegetation moderata skötselmetoder, mm). Framkomliga biotoper är övriga skogar (utan ädellövträdsinslag), intensivt skött gräsmark, olika typer av våtmarker, gles bebyggelse med vegetation intensiva skötselmetoder. Anledningen att inga skogar fick höga friktionstal är för att stadens skogar sällan utgörs av ensartade skogsbrukade skogar utan ofta har en variation som generellt sett gynnar vedlevande insekter. Tät bebyggelse, hårdgjord mark, öppen vattenyta är svårframkomliga (stort friktionstal). Starkt trafikerade vägar antogs ha betydande barriäreffekt (stort friktionstal). Bland de få studier som gjorts vad gäller insektsförflyttningar över trafikerade vägar finns ett exempel på dagfjärilar från en motorväg på ca 10 000 fordon per dygn. Motorvägen innebar upp till 75% i barriäreffekt men för de flesta arter låg den lägre än 25% (Askling och Bergman, 2003⁴⁰).

Experter på eklevande vedinsekter är överens om att synintrycket är viktigt, dvs. att siluetter och konturer av lövträd är synliga har positiv inverkan (personlig kommunikation Tomas Ranius⁴¹). Staden har GIS-skikt med alla byggnader varför det är möjligt att hantera spridningsmotstånd för olika typer av byggnader, trots att byggnader inte är GIS-lagda i biotopkartan. En forskningsstudie om insekters förekomst i lufthavet konstaterade att de flesta lite större insekter flög marknära medan det högre upp i luftrummet endast fanns små insekter så som bladlöss (Wahlberg och Solbreck, 2013⁴²). Många av de skyddsvärda arterna i ädellövträdsfaunan kan antas flyga relativt marknära. Av den anledningen räknades hus högre än 20 meter i tät bebyggelse som totalbarriärer, medan hus lägre än 20 meter fick ett ganska högt friktionstal. De höga husen omöjliggör också sikten.

Förutom själva ädellövträden fångar ädellövträdsnätverket in brynmiljöer, koloniträdgårdar, villaträdgårdar, och naturliga gräsmarker, dels för att gamla ekar ofta finns i brynmiljöer, dels för att sådana miljöer i konnektivitetsanalysen ansetts vara bra för spridning. En del av de vedlevande insekterna är blombesökande som vuxna. En stor del av ekens skalbaggsfauna är

³⁸ Ekologigruppen AB, 2007. Stockholms unika ekmiljöer. Förekomst, bevarande och utveckling.

³⁹ Ehnström, B. (2005). Åtgärdsprogram för bredbandad ekbarkbock. NV Rapport 5469.

⁴⁰ Askling, J. och Bergman, K.-O. (2003). Butterflies as tools and model organisms in Sweden., (eds) Irwin, L., C., P. Garrett, and K.P. McDermott. *Invertebrates – a forgotten group of animals in Infrastructure planning?* In Proceedings of the International Conference on Ecology and Transportation, Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, US.

⁴¹ Ranius, T. Entomolog. Institutionen för entomologi, SLU. Personlig kommunikation 2012

⁴² Wahlberg, E. och Solbreck, C. (2013). Hymenoptera flying over a boreal forest landscape. *Entomologisk Tidskrift* 134(4), 163-171.

beroende av solbelysning och ett hot är beskuggning av ekar (Gärdefors och Baranowski 1992⁴³).

Gynnsamma faktorer i ädellövträdsnätverket är solexponering, gamla ädellövträd och nätverket fångar i ganska stor omfattning in blomrika miljöer.

5.6.2 Tolkning av Stockholms stads ädellövträdsnätverk

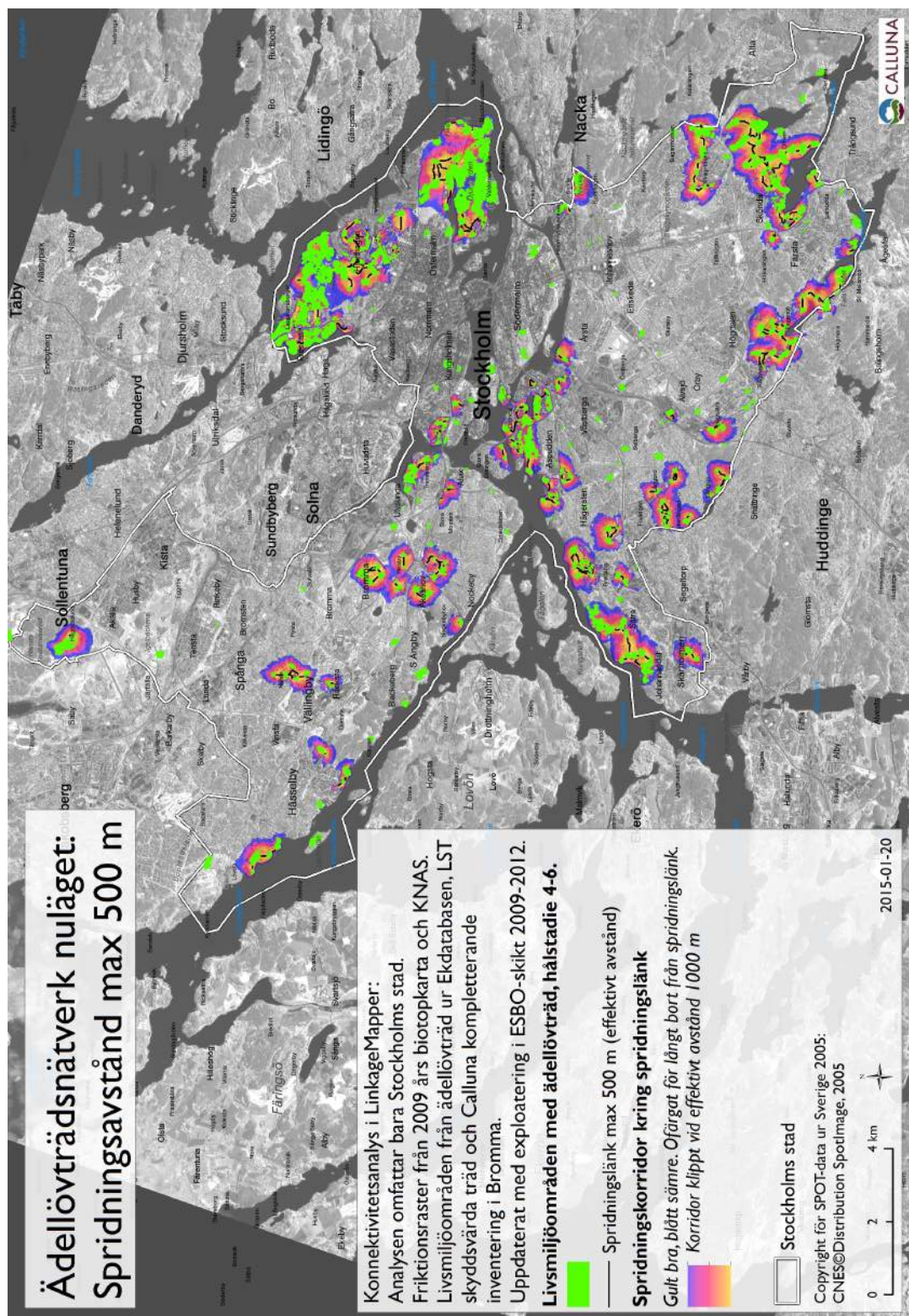
Analysen av det breda ädellövträdsnätverket indikerar att det finns flera mycket betydelsefulla livsmiljöområden med ädellövträd i Stockholms stad (varav de största förstås ligger i Nationalstadsparken) som är av regional betydelse. Områdena är sammanlänkade med ädellövträdsnätverk utanför kommunen och på goda grunder kan man anta att Stockholms stad kan fungera som en s.k. "source" där arter sprider sig ut från Stockholm stad till grannkommunernas nätverk (inte bara omvända riktningen). Motsvarande kan inte i samma utsträckning sägas om barrskogsnätverket och groddjursnätverket.

Som underlag för tolkning av regionala kopplingar har även en nätverksanalys av ädellövträd i hela länet använts (Bovin och Kempe 2014). Norra Djurgården har sammanlänkning med nationalstadsparkens del i Solna stad. En antydning till "tvärkoppling" går från Norra Djurgården via Haga och Huvudsta i Solna genom små livsmiljöområden i Bromma och vidare till starka ädellövträdsnätverk i Ekerökilen. Tyska Botten utmärker sig som en viktig lokal för koppling till Ekerökilen. Längs Mälarstranden från Hägersten (Vinterviken) till Sätterskogen finns ädellövträdsmiljöer med vidare koppling österut till Bornsjökilen. I Farsta (Larsboda, Snösätra m.m.) runt Magelungen finns miljöer som är sammanlänkade med ädellövträdsnätverk i Hanvedenkilen. Det finns även viktiga livsmiljöområden vid Drevviken, Flaten och Skarpsnäcks gård som via Farsta har viss koppling till Hanvedenkilen. Några livsmiljöområden i stadens nätverk har stor betydelse för att koppla samman olika delar av stadens nätverk. Ett bra exempel på detta är Vinterviken i Hägersten som faller ut som en viktig lokal för sammanlänkning av norra och södra delen av Stockholm.

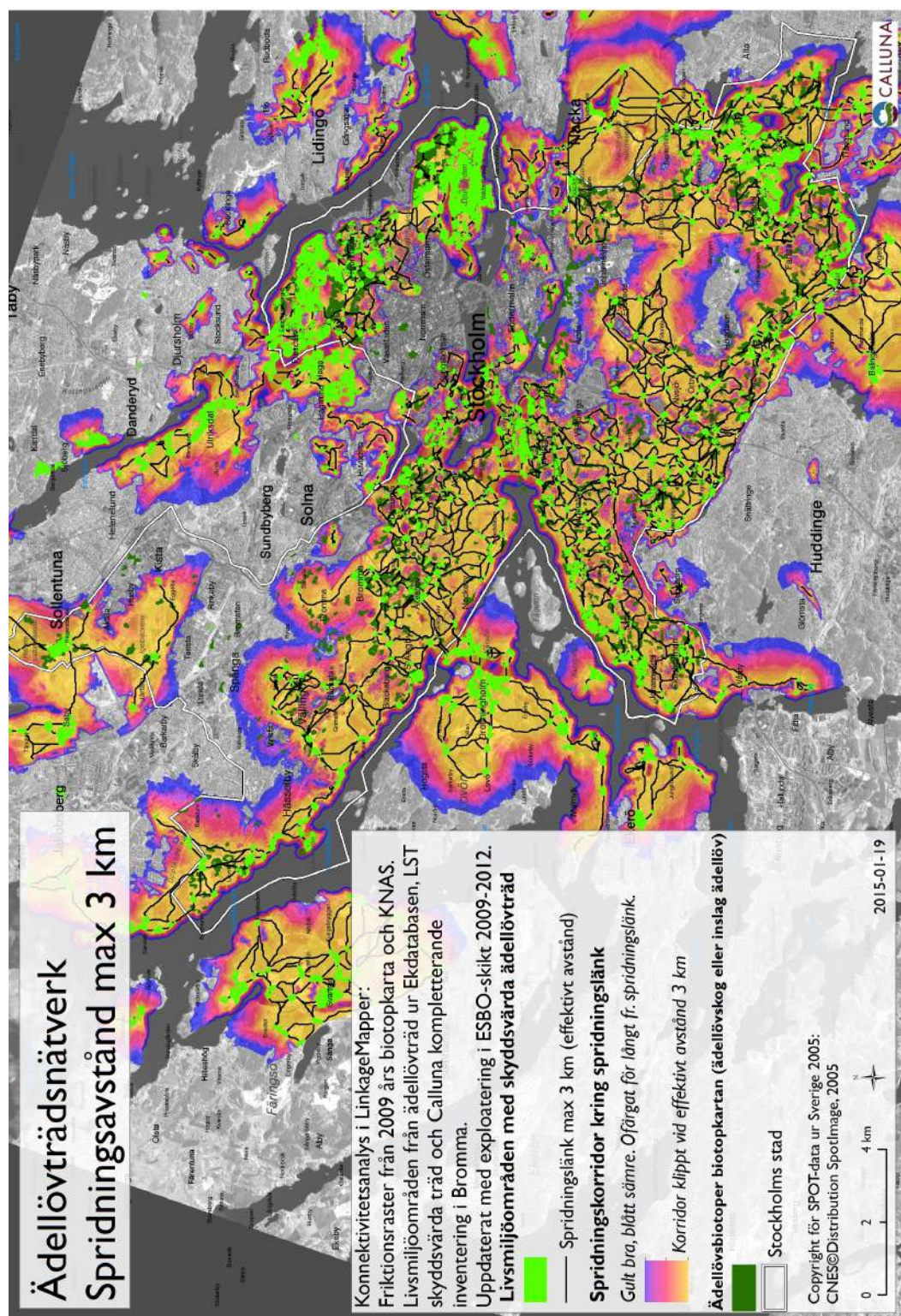
5.6.3 Kartor konnektivitetsanalys

Nedan följer tre kartor som beskriver konnektivitetsanalys.

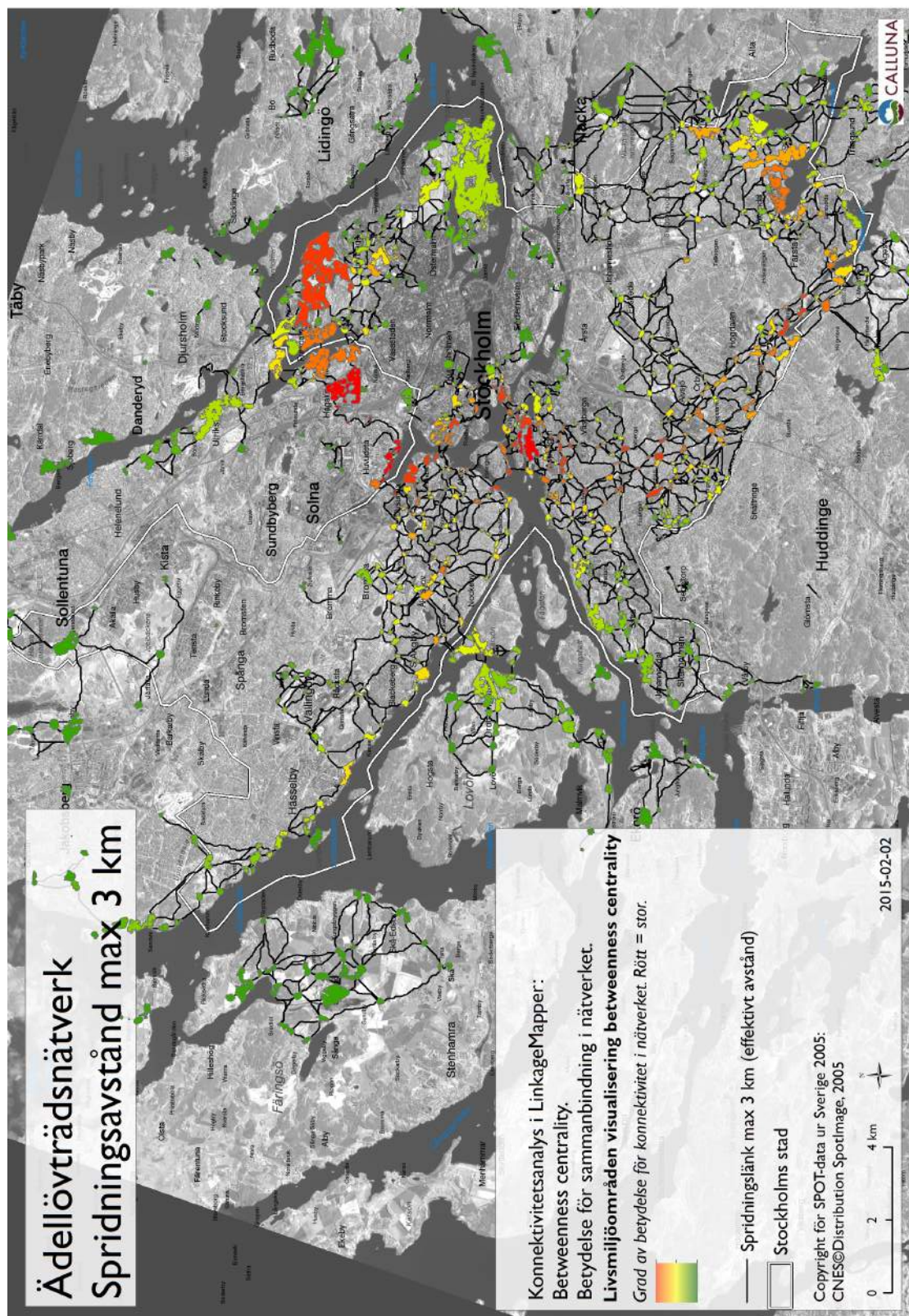
⁴³ Gärdefors, U. och Baranowski, R. (1992). Skalbaggar anpassade till öppna respektive slutna ädellövskogar föredrar olika trädslag. Entomologisk Tidskrift 113, 1-11.



Figur 5.19: Karta ädelträdskogsnätverket, snäva nätverket med maximalt spridningsavstånd 500 m. Livsmiljöområdena baseras på hålträd (valda succesionsstadium i hålträdsklassning är 4-6).



Figur 5.20: Karta ädelträdeskogsnätverket, breda nätverket med maximalt spridningsavstånd 3000 m. Livsmiljöområdena baseras på hålträd (valda succesionsstadium i hålträdsklassning är 4-6).



Figur 5.21: Strategiskt läge för livsmiljöområden i Ädelträdkogsnätverket. Breda nätverket.

5.6.4 Förbättringsåtgärder

En viktig faktor som skapar naturvärden i ädellövträdsmiljöer är solljuset. Solbelysta brynmiljöer och solbelysta solitära gamla träd är ofta artrika miljöer. I stadens ekdatabas finns många träd med behov av friställning. Det är av stor vikt att genom skötsel bevara ljusöppna förhållanden runt ädellövträden. Naturvårdsgallring runt gamla ekar och andra ädellövträd är en viktig åtgärd som ofta går hand i hand med vad folk uppskattar i sin närnatur. I det gamla odlingslandskapet skapades en mångfald av träd- och buskarter genom bondens användning av olika träslag och olika hävdtyper. Ljusöppna, mosaikartade trädbevuxna fodermarker var en gynnsam miljö för ett stort antal insekter. I rester av de gamla kultur- och odlingslandskapen i Stockholm finns fortfarande den mest artrika insektsfaunan. Här hittar man ofta blommande träd och buskar som hagtorn, rönn, vildapel, olvon och rosor. Att gynna dessa buskar i spridningsvägarna är konkreta åtgärdsförslag för att stärka ädellövträdsnätverket. I planering av nya bebyggelseområden, nya parker, upprustning av parker kan miljöer med ljusöppna bryn och blomrikedom återskapas eller nyskapas. Brynen ger också vindskydd och är även bra att plantera ek i för att minska viltskador på de planterade träden.

Vid upprustning och skötsel av parker avlägsnas ofta gamla rötskadade lövträd. I många fall utgör dessa de sista refugerna för sällsynta insekter knutna till ved. I de fall träden utgör fallrisk bör de topp-kapas, istället för att helt avlägsnas. Det minskar risken att de faller i storm samt förlänger livslängden. Om trädet måste fällas är det angeläget att spara stammen på en s.k. faunadepå på solbelyst lämplig plats. En tumregel är att hela tiden tänka på att den döda veden är värdefull och stor betydelse för funktionaliteten i ekosystemet runt ädellövträd.

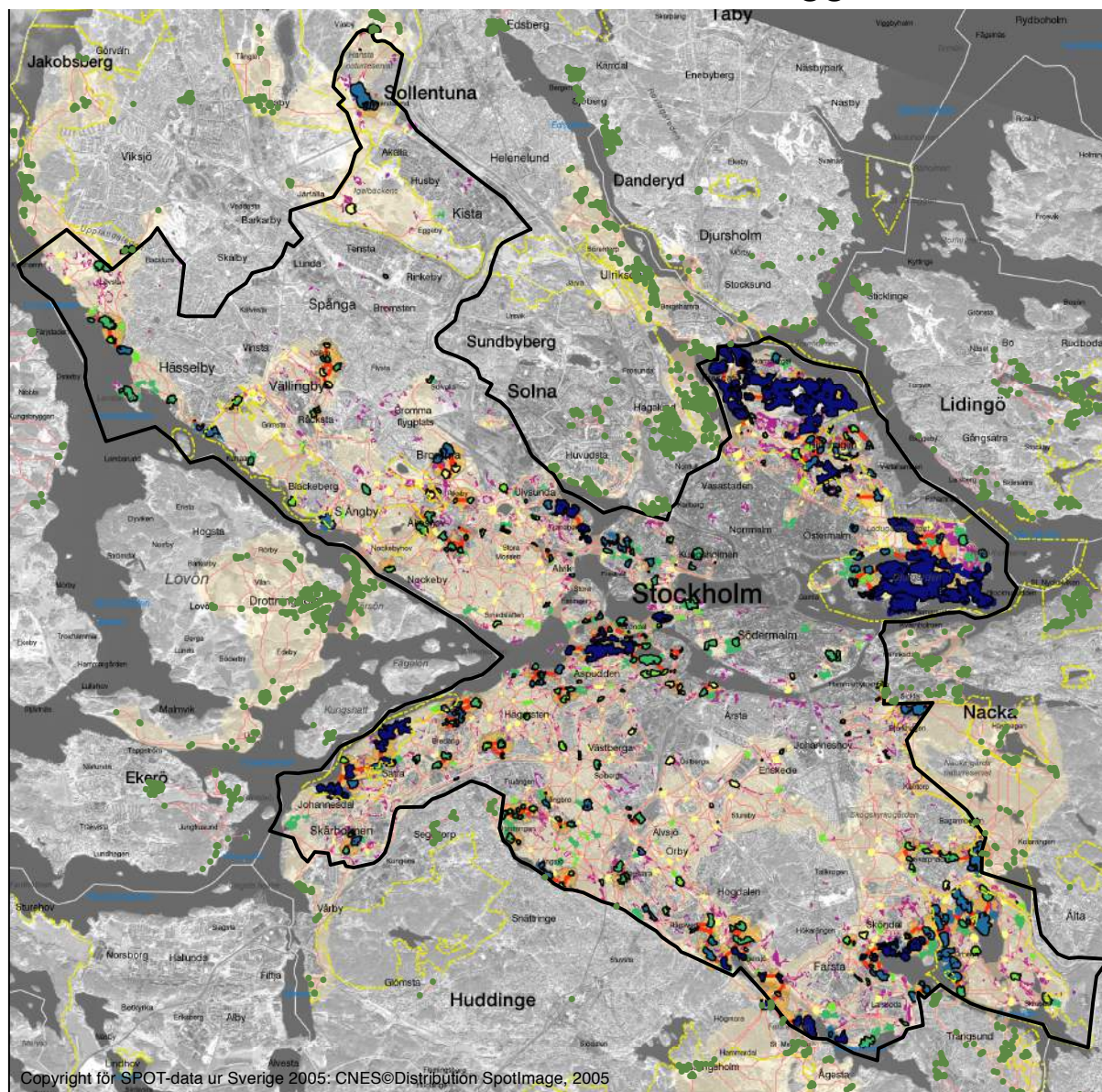
Även träd med stamskador, som orsakar savflöden, är mycket värdefulla. Sav är födoresurs för flera insektsarter.

Ytterligare en viktig åtgärd är att särskilt söka efter efterträdare till dagens värdefulla ädellövträd i spridningsvägarna och verka för att dessa utvecklas och blir nästa generation jätteekar och hålträd. Att ta till vara efterträdarna gör att man bygger buffertkapacitet och förnyelseförmåga hos nätverket för att täcka upp tidsglapp (snedvriden åldersfördelning). Även plantering av ek i dessa lägen är bra åtgärder.

5.6.6 Funktionskarta för ädellövträdsnätverket

Kartan i figur 5.22 visar olika ekologiska funktioner i ädellövträdsnätverket och för hemområdena har en rankning av ekosystemfunktionalitet gjorts. För utförlig metodik, se appendix A.

Funktionskarta ädellövträdsnätverket i Stockholms stad Fokusart vedlevande skalbaggar



Gradering av kapacitet för upprätthållande av fungerande ädellövträdsnätverk

Livsmiljöområden med hålträd

FINALKLASS



Skyddad natur



Ytor som korsar kommungränsen har tagits med och har inte klippts efter kommungränsen.

Livsmiljöområden med alla inmätta skyddsvärda träd

Poäng ekosystemfunktionalitet



Spridningsfunktion och stödhabitat

- Spridningsslänk max 500m effektivt avstånd, snäva nätverket
- Spridningsstråk snäva nätverket
- Spridningsslänk max 3 km, effektivt avstånd, breda nätverket
- Spridningsstråk breda nätverket
- Stödhabitat ädellövskog_skog med ädellövinslag

0 1.25 2.5 5 Kilometers



2015-09-16

Figur 5.22: Funktionskarta för ädellövträdsnätverket i Stockholms stad. Fokusart är vedlevande skalbaggar. Kartan visar olika typer av ekologisk funktion och för livsmiljöområden har en poängsättning gjorts för ekosystemets funktionalitet.

5.7 Biologisk mångfald som en sammanlagd karta över tre livsmiljöer

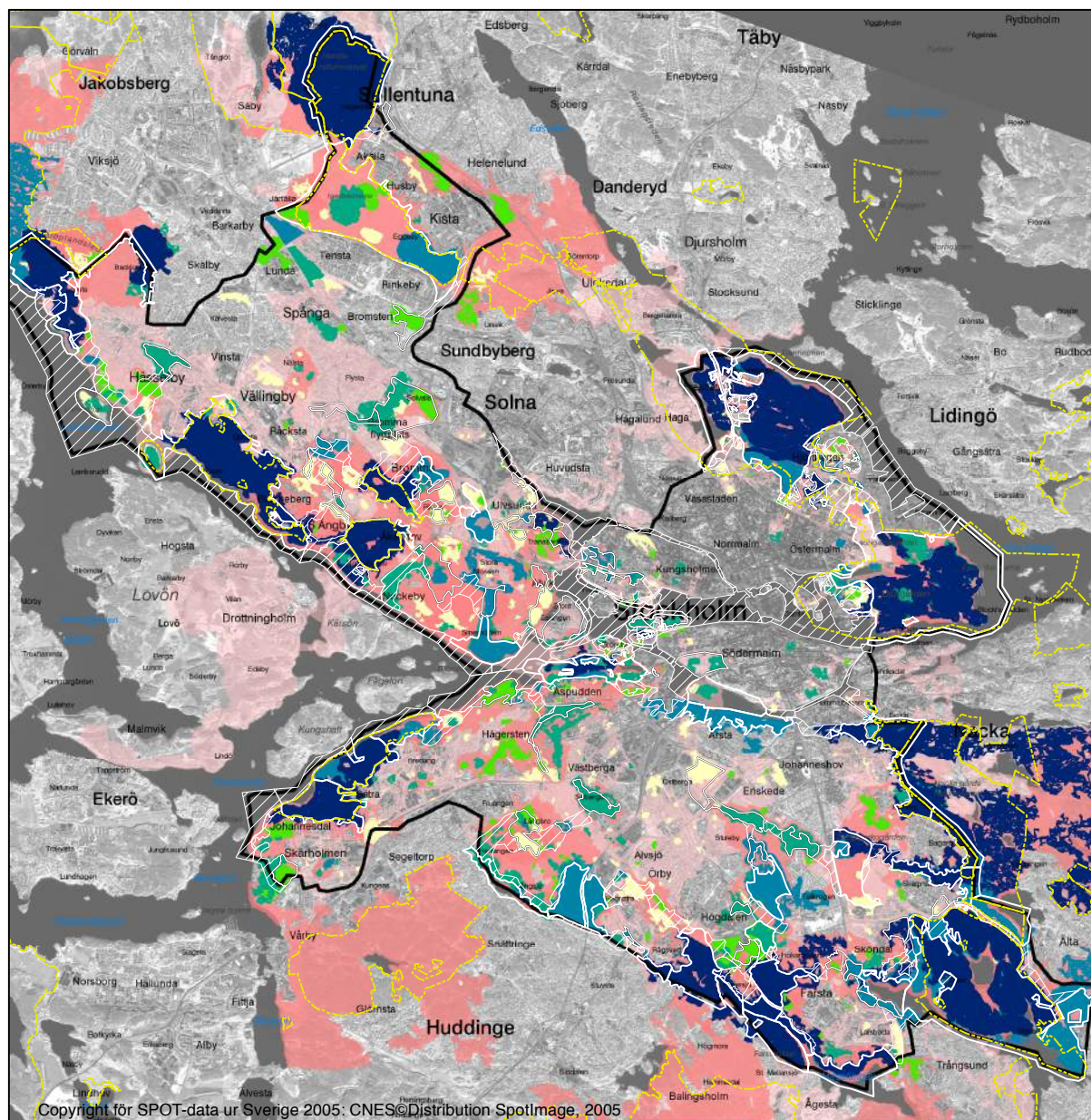
En slutkarta där funktionskartorna för de tre livsmiljöerna barrskogsnätverk, ädellövskogsnätverk och groddjursnätverk lagts samman till en total karta för biologisk mångfald togs slutligen fram (se figur 5.23). Slutkartan är en visualisering av ekosystemtjänsten biologisk mångfald. Det är praktiskt att ha en sammanfattande karta för ekosystemtjänsten biologisk mångfald för planering och förvaltning. När sedan mer precis information behövs, ska kartanvändaren gå vidare och söka information för de ekologiska nätverk som berörs av användaren. Då ser man vilka typer av ekosystem som berörs.

Denna kartläggning och metod i det här projektet kan lätt vidareutvecklas med kompletteringar med ytterligare fokusarter för andra ekologiska nätverk, vilka ger fler lager som representerar andra livsmiljöer.

Vi har valt att på denna karta lägga Stadens skikt för Ekologiskt särskilt betydelsefulla områden, ESBO, som Miljöförvaltningen tagit fram. ESBO-områdena som tagits fram med andra metoder av miljöförvaltningen. De två kartläggningarna har gjorts med olika metoder men visar båda stadens ekologiska infrastruktur och de sammanfaller i hög grad.

ESBO är en så kallad signalkarta som ska användas på en översiktlig nivå vid exempelvis konsekvensbedömningar av exploaterings påverkan på ekologiska funktioner. ESBO signalerar de viktigaste ekologiska förutsättningarna inom staden, och är indelad i tre kategorier: kärnområden, livsmiljö för skyddsvärda arter (utöver kärnområdena) och spridningszoner. ESBO beskriver inte ett visst ekologiskt nätverk utan är en allmänekologisk sammanfattning av stadens biologiska mångfald gjord av experter på miljöförvaltningen. ESBO-kartan togs fram 2012-2013 men utgår främst från underlag baserade på biotopkartan från 1998. För mer information om de olika funktionerna inom ESBO hänvisas till rapport av Miljöförvaltningen, Stockholms stad (2014). I karta 5.30 visas den totala ESBO-strukturen utan information om ESBO tre funktionsklasser.

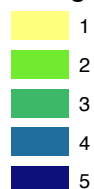
Ekosystemtjänsten biologisk mångfald



Sammanlagd funktionskarta nätverk groddjurs- barrskogsmejsnätverk, ädellövträdsnätverk

Livsmiljöområden reproduktion fokuserter

Poäng ekosystemfunktionalitet



 Skyddad natur

Ytor som korsar kommungränsen har tagits med och har inte klippts efter kommungränsen.

0 1 2 4 Kilometers

Spridningsstråk

Starkare färg anger högre funktionalitet

-  Spridningsstråk snäva nätverksanalyser
-  Spridningsstråk breda nätverksanalyser

Ekologiskt särskilt betydelsefulla områden ESBO Miljöförvaltningens

-  Kärnområde
-  Livsmiljö för skyddsvärda arter
-  Spridningszon



2015-09-18

Figur 5.23: Karta för ekosystemtjänsten biologisk mångfald. Kartan är graderad utifrån kapaciteten att upprätthålla biologisk mångfald i Stockholm.

6. Slutdiskussion

6.1 Analys och Tolkning

6.1.1 Vad visar kartorna och vad visar de inte?

Denna rapport är en rumslig kartering av ekosystemtjänster - men vad har karterats? I denna rapport har *potential* av ekosystemtjänster karterats - olika områdets kapacitet att leverera ekosystemtjänsterna dagvatten- flödesreglering respektive temperaturreglering samt hur olika områden bidrar med olika funktioner till stöd för biologisk mångfald.

Det är en potential och inte faktiskt nyttjande av ekosystemtjänsten. I ett nästa steg kan t.ex. värdet av ekosystemtjänsten flödesreglering uppskattas utifrån att kapacitetsutnyttjande kvantifieras. Det kan besvara frågor som: Hur stor del av dagvattenhantering vid olika flöden kan ekosystem hantera och kostnader för tekniska system därmed undvikas? Skilt från potential och faktiskt utnyttjande av ekosystemtjänster är efterfrågan/behov av ekosystemtjänster. Även detta kan kartläggas. Ytor i staden med brist på ex. ekosystemtjänsten flödesreglering vid normalregn, kan identifieras.

6.1.2 Hur kan man använda ekosystemtjänst-kartorna för rumslig planering?

Analys av ekosystemtjänster går bortom traditionell naturvård och är av intresse för en vid krets yrkesgrupper och ansvarsområden. Detta är ett viktigt syfte bakom tillkomsten av begreppet. Regeringen har också beslutat att *"... senast 2018 ska betydelsen av biologisk mångfald och värdet av ekosystemtjänster vara allmänt kända och integreras i ekonomiska ställningstaganden, politiska avvägningar ..."*.

Kartorna i denna rapport representerar ett nytt perspektiv till stöd för rumslig planering. Det är underlag som tidigare inte varit tillgängliga och som förhoppningsvis kommer att bidra till diskussioner, analyser och beslut i många sammanhang. Exempel på sådana ställningstaganden och avvägningar är översiktsplanerings- och detaljplaneringsprocesser. Stockholms miljöprogram (2012-2015, p.20) lyfter fram att *"Stadsbyggandet bör ...ta hänsyn till förutsättningar för biologisk mångfald och ekosystemtjänster ..."*.

Kartorna som presenteras här visar var ekosystemtjänster produceras i landskapet idag, d.v.s. denna rapport innehåller en kartläggning av ytor som har ekologisk produktion med potentiell nytta för människor i Stockholm. Kartorna är användbara i stadsbyggnadsprocesser och de bör även vara till nytta för aktörer som idag inte är de förväntade.

Kunskap om var i stadslandskapet som ekosystemtjänster produceras är nödvändig kunskap för att kunna identifiera förväntade konsekvenser av planerad förändrad markanvändning. Kartorna kan också användas för att identifiera områden där ingen eller liten produktion idag sker. De senare kan vara områden där potentialen är stor för förstärkningar och förbättringar gentemot dagsläget genom ekosystemtjänst-design som i vissa fall kan innebära nygamla lösningar, t.ex. lind-alléer likt dem i Lindhagen-planen från 1800-talet. Den rumsliga dimensionen av ekosystemtjänst-produktion kan användas till stöd för mer övergripande långsiktig planering och utvärderingar av skilda slag. Det är ett underlag som kan gå in i många skilda processer, t.ex. är det möjligt att undersöka hur olika stadsdelar skiljer sig åt vad gäller tillgång till ekosystemtjänster.

6.2 Brister och framtida förbättringar

Arbetet i denna rapport är ett pionjärarbete, en pilot som med hög upplösning kartlägger ekosystemtjänster i stadslandskapet. Kartorna är dock inte verkligheten. För flera av de metoder som beskrivits så finns möjlighet och stort behov av att validera dessa genom att utvärdera dess precision. Detta kan ske genom empiriska observationer, fältstudier, men också genom fördjupad analys av metodiken för kartläggning av ekosystemtjänster. Med tanke på projektets pionjär-karaktär, att nya metoder utvecklats inom projektet och här applicerats för första gången, har vi i rapporten lagt stor kraft på att kvalitetssäkra arbetet genom att noga beskriva metoder steg för steg. Detta för att underlätta framtida arbete med validering och metodutveckling.

6.2.1 Fördjupad analys och validering av metoder

Denna studie har bl.a. kartlagt ekosystemens *potential* att reglera dagvattenflöden. Avrinning inom studieområdet inte tagits hänsyn till då denna till stor del beror på utformning av tekniska systemlösningar. Vi konstaterar att hur väl ekosystemens kapacitet att reglera dagvattenflöden tas till vara beror hur dessa ytor nås av vattenflöden från olika hårdgjorda ytor under normalflöden respektive i situationer med mer extrema flöden. Denna analys kan avsevärt fördjupas med medverkan av, och dataunderlag från, ansvariga relevanta verksamheter inom staden med kunskap om och rådighet över att hantera vattenflöden.

I rapporten visas olika områdets relativa potential, eller *kapacitet*, att reglera vattenflöden. Ett nästa steg i analysen kan vara att analysera det *faktiska flödet* av denna ekosystemtjänst till staden – dvs vilka områden som faktiskt idag är särskilt betydelsefulla för dagvattenreglering. Ett ytterligare steg är att identifiera brister och *behov* för att bättre ta vara på möjligheter att integrera tekniska lösningar med ekosystemtjänster, t.ex. genom att vid ny- och ombyggnation leda normal-flöden till grönytor.

Metoder som används för skattning av vegetationsvolym (används som underlag för kartläggning av temperaturreglering) bygger på nyligen publicerad vetenskap men här har vi identifierat ett möjligt utrymme för förbättringar och anpassning till Svenska förhållanden. Med utgångspunkt i tidigare studier för att uppskatta vegetationsvolym relaterat skuggverkan och evapotranspiration (Lehmann et al. 2014) kan exempelvis en åtgärd vara att särskilja på trädslag vid beräkning av kronvolym och mer exakt bedömning av vegetationsskikt i höjddled (se appendix A).

Validering av ekosystems temperaturreglerande effekt kan åstadkommas med att temperaturen mäts vid ett större antal mätpunkter och under skilda omständigheter. Miljöförvaltningen har nyligen gjort en s.k. värmekartläggning. Ett nytt underlag som kan användas för vidareutveckling av kartläggning av Temperaturreglering. En fördjupad analys av ekosystemtjänsten Temperaturreglering kan vara av stort värde för en stadsplanering som tar hänsyn till människors hälsa. En sådan fördjupning kan vara betydelsefull för att ta steget från att identifiera och kartlägga till att senare mer noggrant värdera ekosystemtjänsten. Detta kan ske bland annat med en analys av hur bostäder skuggas (vilka sidor under vilka omständigheter) och vilka byggnader som skuggas.

Inventeringar av biologisk mångfald kan sättas i relation till den karta som presenteras här. Ett möjligt steg är att genomföra inventeringar av häckning av barrskogsmesar. Är mesarna knutna till livsmiljöerna som fallit ut i analysen? En jämförelse mellan karta och fältdata, och

bearbetning med rumslig statistik, kan ge en uppfattning om använd metods precision för att förutsäga barrskogsmesars utbredning och identifiera andra kriterier (som t.ex. avstånd till bullrande verksamhet) som i framtiden bör inkluderas i en reviderad kartläggning av deras livsmiljö. Likaså kan andra inventeringar belysa hur väl den sammanlagda kartan som beskriver biologisk mångfald representerar olika mått på biologisk mångfald, som t.ex. om vissa organismgrupper systematiskt faller utanför den generella kartläggningen och om valda fokusarter verkligen visar en rik biologisk mångfald.

6.2.2 Utvecklad rumslig och temporal analys av produktion i relation till efterfrågan för respektive ekosystemtjänst

Denna rapport är avgränsad till att analysera och kartera produktion av ekosystemtjänster som ett underlag vid rumslig planering. För att kunna analysera samhällsnyttan rörande ekosystemtjänster bör även en rumslig analys av *efterfrågan* göras. Denna utveckling innebär att kartlägga ekosystemtjänster även med avseende på var nyttan uppkommer (= var nyttjare/sakägare befinner sig när de upplever/brukar föreliggande tjänster). I den vetenskapliga litteraturen om ekosystemtjänster diskuteras detta i termer av "*production areas*" och "*benefit areas*" (Tuvendal och Elmqvist, 2011⁴⁴).

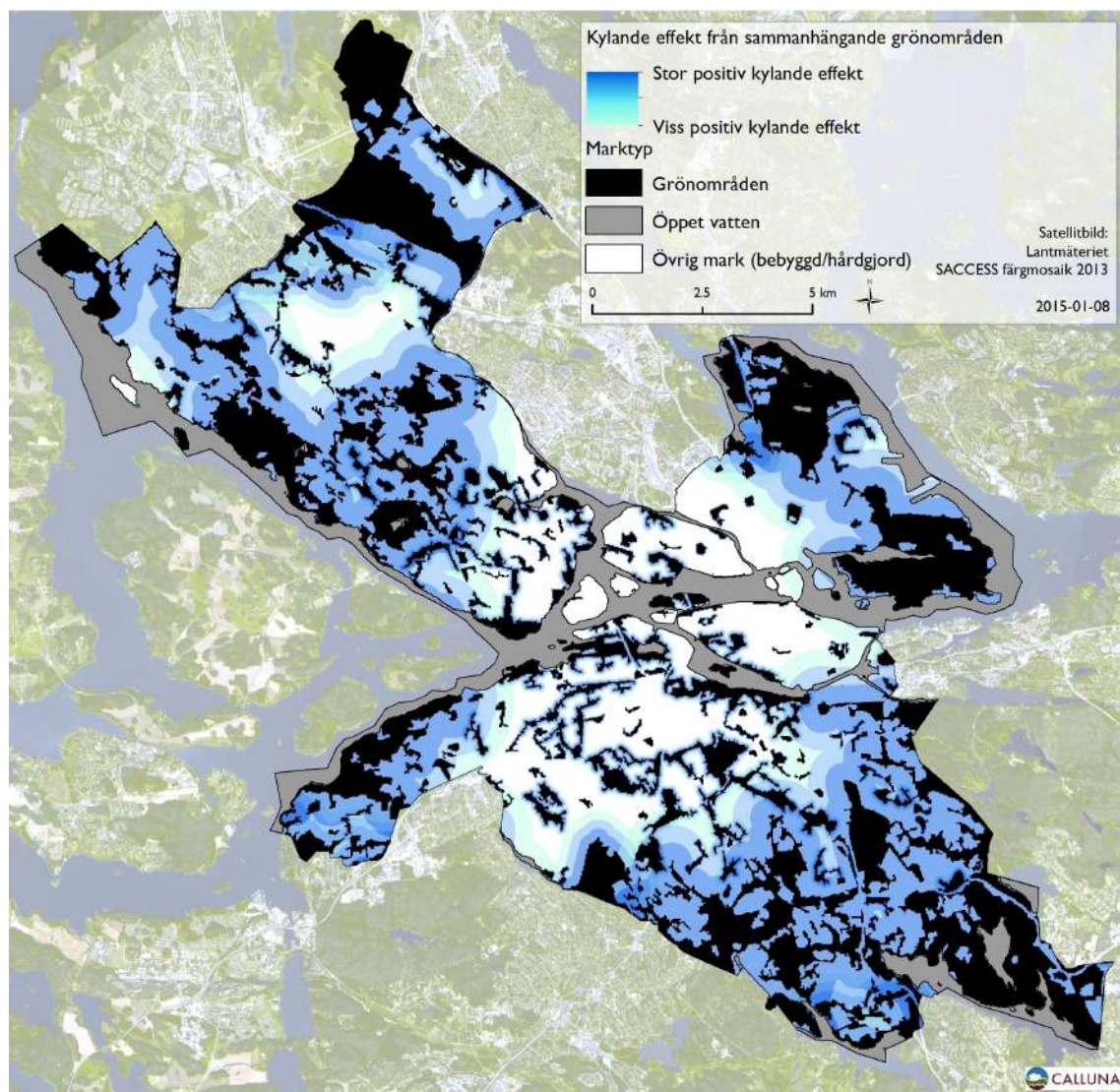
I arbete med klimatanpassning är kartläggning av *benefit areas* rörande ekosystemtjänsten Temperaturreglering ett viktigt underlag för sårbarhetsanalyser av hälsa relaterat klimatförändringar. Figur 6.1 nedan (Karta över temperaturregleringens spatials utbredning nattetid) är ett steg mot att beskriva var nytta uppstår. Här markeras grönområden i svart (*production areas*) och rumslig utbredning av kylande effekt in i den byggda miljön där invånare sover om natten i blåa färgtoner (*benefit areas*). Här finns möjligheter att med kompletterande uppgifter (t.ex. inkludera luftströmmar), identifiera temperaturregleringens *benefit areas* i relation till sårbara områden så som områden med en stor andel äldre människor och områden med vårdhem. Då kan man med större rumsligt exakthet kunna peka ut riskområden relaterat de intensiva värmeböljor som SMHI förväntas öka i en nära framtid.

Vi har påbörjat en sådan rumslig analys av temperaturreglering för att illustrera denna nytta (se figur 6.1). Denna analys bygger på Upmanis et al., (1998) som har visat på relationen mellan grönområdets storlek och dess förmåga att reglera temperatur utanför dess gränser i en omfattande studie med fokus på Göteborg. Genom att göra en avståndsbuffert baserat på varje grönområdes storleksklass överlgrades respektive buffert som resulterade i en grov analys av grönområdenas kylande effekt. Denna analys kan bearbetas vidare i samråd med SBL⁴⁵ för att skapa en så bra analys som möjligt (se appendix A för metod).

Vi bedömer det möjligt att i många fall, på motsvarande sätt, gå vidare med att besvara frågan: "Var uppstår nyttan av ekosystemtjänsten i fråga?".

⁴⁴ Tuvendal, M., & Elmqvist, T. (2011). Ecosystem Services Linking Social and Ecological Systems: River Brownification and the Response of Downstream Stakeholders. *Ecology and Society*, 16(4).

⁴⁵ Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund. <http://slb.nu/>



Figur 6.1. Karta över temperaturregleringens spatiala spridning nattetid. Den svarta färgen symboliserar grönområden. De blå färgskalan symboliserar kylningen utanför grönområdenas gränser in till den byggda miljön (vit färg). Vi har inte analyserat vindriktningars påverkan på denna kapacitet.

6.2.3 Kvantifiering och värdering av ekosystemtjänster

Att värdera ekosystemtjänster i absoluta termer i Stockholm ligger utanför denna studie. Hur detta lämpligen bör ske är ett hett debatterat område inom forskning och relaterad policydiskussion. I korthet kan sägas att värdering kan ske genom att följa upp och analysera kostnader för att ersätta förluster av områden som genererar ekosystemtjänster. Föreliggande kartläggning kan ligga till grund för sådant arbete.

Begrepp som "No-net-loss" med avseende på biologisk mångfald och ekosystemtjänster används mer frekvent. Svensk såväl som policy i EU pekar i denna riktning. Det handlar om att undvika eller ersätta förluster i termer av kvantitet och kvalitet av biologisk mångfald och ekosystemtjänster - och för detta behöver man veta vad som förlora(t)s. Det andra huvudspåret för värdering av ekosystemtjänster är att värdera den nytta som uppstår för människor. I detta fall är antalet människor som "brukar" en ekosystemtjänst i fråga en faktor att räkna

med. Underlaget behöver då inkludera både kartering av utbud av ekosystemtjänster som efterfrågan enligt ovan.

Ett nästa steg i denna riktning kan vara att kvantifiera utbudet av ekosystemtjänster i absoluta tal, d.v.s. hur många kubikmeter vatten som ekosystemen reglerar (se figur 12 i appendix A), eller med hur många grader Celsius som ekosystem reglerar temperaturen i staden. Detta kan ligga till grund för att monetärt värdera ekosystemtjänster. Ett betydelsefullt underlag för planering och beslut. Monetär värdering går att göra på många olika sätt och vissa är mindre lämpliga än andra. Den grundläggande problematiken tas förtjänstfullt upp i betänkandet ”SOU 2013:68, *Synliggöra värdet av ekosystemtjänster – Åtgärder för välfärd genom biologisk mångfald och ekosystemtjänster*”. Analyser i denna riktning kan besvara frågor som ”Vad är ekosystemtjänsterna Dagvatten- och flödesreglering/Temperaturreglering värda i SEK?”.

6.2.4 Kartering av andra reglerande ekosystemtjänster

Denna rapport följer tre ekosystemtjänster: Dagvatten- och flödesreglering, Temperaturreglering och Biologisk mångfald. Ett naturligt nästa steg är att arbeta mot en mer heltäckande kartläggning av alla de ekosystemtjänster som produceras inom Stockholms stad. Idag finns inga specifika krav på redovisning av ekosystemtjänster till nationell statistik men det kan tänkas komma att formuleras sådana krav med hänvisning till att värdet av ekosystemtjänster ska vara känt och integreras i beslutsfattande till 2018 (se citat ovan). Med liknande metodik och tänk som presenteras i denna rapport kan andra reglerande ekosystemtjänster snabbt kartläggas, förslagsvis:

- Ekosystemtjänst Luftrening
-
- Ekosystemtjänst Vattenrening
- Ekosystemtjänst Pollinering
- Ekosystemtjänst Reglering av skadeinsekter
- Ekosystemtjänst Fröspridning