



Att mäta och dokumentera markslitage

En fallstudie från Tyresta nationalpark

Elvira Lundin

Examensarbete/Självständigt arbete • 15 hp

Sveriges lantbruksuniversitet, SLU

Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap: Institutionen för ekologi

Kandidatprogrammet i biologi och miljövetenskap

Uppsala 2022



Att mäta och dokumentera markslitage – En fallstudie från Tyresta nationalpark

Elvira Lundin

Handledare: Erik Öckinger, SLU, institutionen för ekologi
Examinator: Alistair Auffret, SLU, institutionen för ekologi

Omfattning: 15 hp
Nivå och fördjupning: Grundnivå, G2E
Kurstitel: Självständigt arbete i biologi
Kurskod: EX0894
Program/utbildning: Kandidatprogrammet i biologi och miljövetenskap
Kursansvarig inst.: Institutionen för vatten och miljö
Utgivningsort: Uppsala
Utgivningsår: 2022
Omslagsbild: Elvira Lundin
Upphovsrätt: Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.

Nyckelord: Markslitage, vegetation, täckningsgrad, mätmetoder, besökstryck, lav, mossor, ljung, blåbär, lingon, tältplats, hållmark, bildanalys, Sample Point, Tyresta nationalpark, Årsjön

Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap
Institutionen för ekologi

Sammanfattning

Utmaningarna med ett ökande besöksstryck har lyfts allt mer senaste tiden, i synnerhet efter uppsvinget som friluftslivet fick i samband med pandemin 2020. En av de mest uttalade effekterna av ett högt besöksstryck har identifierats som påverkan på markvegetationen. Ett problem för Sveriges förvaltning av naturskyddsområden idag är att det saknas systematiserade metoder för att mäta och dokumentera markslitage. Tyresta nationalpark var i sin tur den nationalpark som såg störst ökning av antalet besökare 2020. Det här arbetet avsåg därför att identifiera metoder för att mäta, kartlägga och utvärdera markslitage inom tre studieområden belägna invid sjön Årsjön i nationalparken. Arbetet avsåg också att testa hypoteserna att i) markslitage är högre där fler människor rör sig, vid den anlagda tältplatsen och närmast strandkanterna, samt ii) att lavar är den känsligaste vegetationen. Provrutor om 1m² togs och täckningsgraden för åtta klasser analyserades (mossor, lavar, ljung, lingon, blåbär, jord, berggrund & övriga) digitalt med hjälp av programvaran Sample Point varpå data sedan bearbetades i QGIS och Excel. En enklare ”indikator-metod” för snabbare tillsyn i fält testades också. Resultatet visade att markslitage var som mest omfattande på tältplatsen och närmast strandkanterna runt sjön samt att lavar påvisade högst känslighet för tramp och även korrelerade väl med den totala täckningsgraden, varför de också bör, som föreslagits i tidigare studier, fungera som goda indikatorer för slitage. Behovet av fortsatta studier över ett längre tidsspänn belyses dock för att kunna utvärdera hur täckningsgraden förändras över tid. Det vore också angeläget att studera hur artrikedomen av framför allt lavar påverkas av tramp eftersom denna har påvisats minska i tidigare studier.

Abstract

A substantial increase in visitors in Sweden's protected nature areas, especially during and after the pandemic 2020, has led to negative effects on natural values within these areas. One of the most pronounced effects has been recognized as the loss of ground cover vegetation. This has become problematic for the managers of Sweden's protected nature sites, partly due to the lack of established and systematized methods for measuring and documenting ground wear. Tyresta National Park saw the greatest increase in visitors of all of Sweden's national parks in 2020. Hence, the aim of this study was to identify and test methods to measure, map and evaluate ground wear in three selected study sites located by lake Årsjön in the national park. The purpose was also to test the hypothesis that i) the wear is greater where the visitor pressure is greater, such as by the shores of Årsjön and by the designated campsite and ii) that lichens are the most vulnerable species to trampling. Quadratic samples of 1m² were photographed and the percentage of ground cover for eight different classes (mosses, lichens, heather, lingonberries, blueberries, other, soil and exposed rock) were analysed digitally using Sample Point. Data were then processed and analysed using QGIS and Excel. A simpler “indicator-method” was also tested in order to perform faster field-monitoring. The results showed that ground wear was indeed statistically significant by the shores and by the campsite, and that lichens not only proved vulnerable to trampling but also correlated well with the total ground cover percentage at the study sites. Thus, they could, as suggested by other studies, serve as good indicators of ground wear in this type of rock-dominated

terrain. The need of repeated studies in order to investigate how the percentage of ground cover changes over time is however stressed, as well as the need of investigating whether species richness of lichens is affected negatively by trampling, as this has been the case in other studies.

Keywords: Ground wear, vegetation, trampling, ground cover, measuring methods, visitor pressure, lichen, moss, heather, blueberry, lingonberry, image analysis, Sample Point, Tyresta national park, Årsjön

Innehållsförteckning

Tabellförteckning	6
Figurförteckning	7
1. Introduktion	11
1.1 Bakgrund	11
1.2 Syfte, hypoteser och frågeställning	14
2. Metod	15
2.1 Studieområde	15
2.2 Litteraturanals	18
2.3. Utförande	19
2.3.1. Studieområde 1	20
2.3.2 Studieområde 2 & 3	20
2.3.3 Bildanalys	22
2.3.4 Indikator-metod	23
2.3.5 Tidpunkt för insamling av data	25
4. Resultat	26
4.1 Fältobservationer med foto	26
4.1.1 Studieområde 1	26
4.1.2 Studieområde 2	27
4.1.3 Studieområde 3	29
4.2 Data-analys	31
4.2.1 Studieområde 1	31
4.2.2 Studieområde 2	35
4.2.3 Studieområde 3	38
4.3. Indikator-metod	40
5. Diskussion	43
5.1 Diskussion av resultat	43
5.1.1 Studieområde 1	43
5.1.2 Studieområde 2	45
5.1.3 Studieområde 3	46
5.2 Eventuella felkällor	47
5.3 Att kontextualisera markslitaget: Vad är en acceptabel nivå?	48
5.4 Slutsatser	49
6. Referenser	51
Tack	57

Tabellförteckning

Tabell 1. Klasserna för vegetation och substrat som användes vid bildanalys i Sample	
Point.	21
Tabell 2. Indikatorernas graderingar	22

Figurförteckning

Figur 1. Lavarna trivs på Tyrestas hällmarker.....	16
Figur 2. Ortofoto hämtat från ©Lantmäteriet (2011) över Tyresta nationalpark. Den gröna polygonen representerar nationalparkens gränser och har också hämtats från Lantmäteriet (2022a). Den röda polygonen ringar in Årsjöns södra bassäng vars omgivningar utgjorde arbetets studieområden. Områdena innanför de streckade vita polygonerna tillhör zon I och områdena utanför tillhör zon II, dessa data baseras på kartbilaga 3 i Tyrestas skötselplan (Naturvårdsverket och Länsstyrelsen i Stockholms län 2017b).	17
Figur 3. Utblick från sydöstra sidan över Årsjöns södra bassäng.	18
Figur 4. De tre utvalda studieområdena runtom Årsjöns södra bassäng. De helstreckade svarta linjerna visar zongränserna (Naturvårdsverket och Länsstyrelsen i Stockholms län 2017b), där mittenpartiet tillhör zon II medan partierna på vardera sida om detta tillhör zon I. Vegetationstyperna baseras på flygbildstolkning av Runborg (2003) på uppdrag av Naturvårdsverket och övriga marktyper samt leder har hämtats från ©Lantmäteriet (2021a).....	19
Figur 5. Eldrastplatsen i studieområde I som i denna studie utsågs till tältplatsens centrum.	20
Figur 6. Punkterna som representerar provytorna i respektive studieområde. Den helstreckade svarta linjepolygonen i Studieområde 1 visar själva tältplatsens uppskattade utbredningsområde, vilken fick utgöra bas för transekternas riktningar. Vegetationstyperna grundas på flygbildstolkning av Runborg (2003) och övriga marktyper (Lantmäteriet 2021a) samt leder (Lantmäteriet 2021b) har hämtats från ©Lantmäteriet. De helstreckade svarta linjerna representerar zongränserna och baseras på kartbilaga 3 i Tyrestas skötselplan (Naturvårdsverket och Länsstyrelsen i Stockholms län 2017b).	23
Figur 7. Två tumstockar fick utgöra ramen för provytan.	23
Figur 8. Rotexponeringen bedöms som kraftig och graderas med 4.	26
Figur 9. -II-	26
Figur 10. Rotexponeringen bedöms som medel och graderas med 3.	26
Figur 11. -II-	26

Figur 12. Rotexponeringen bedöms som liten och graderas med 2.	26
Figur 13. Rotexponeringen bedöms som ingen och graderas med 1.	26
Figur 14. Vegetationstäckets täckningsgrad var närmast 0%.	28
Figur 15. Övergången mellan bar mark och vegetation var skarp i områdets västra del.	29
Figur 16. I övriga delar var gränsen mer flytande.	29
Figur 17. Kontrolllyta som ansågs vara opåverkad.	29
Figur 18. Större partier med markslitage nära vattnet.	30
Figur 19. -II-	30
Figur 20. På hållmarkerna ca 100 m från strandkanten bedömdes markvegetationen vara opåverkad.	30
Figur 21. Även närmare vattnet förekom hållar som var övervägande moss- och lavtäckta.	31
Figur 22. Informell stig, smal och tydligt avgränsad, i studieområde 3.	31
Figur 23. Även längst bort i studieområde 3, intill sundet mot Årsjöns mellersta bassäng, förekom partier med markslitage.	32
Figur 24. -II-	32
Figur 25. På denna håll, som utgjorde en utmärkt utsiktspunkt mot Årsjön, var lavtäckets förhållandevis intakt.	33
Figur 26. Vegetationens totala täckningsgrad i varje provyta, där prickar med vit färg representerar 0% täckningsgrad och mörkgröna prickar representerar 100% täckningsgrad. Vegetationstyperna grundas på flygbildstolkning av Runborg (2003) och övriga marktyper (Lantmäteriet 2021a) samt leder (Lantmäteriet 2021b) har hämtats från ©Lantmäteriet.	33
Figur 27. Provytornas täckningsgrad som interpolerad data för att ge en ungefärlig bild av fördelningen av vegetationens täckningsgrad genom området. Den terrängskuggade bakgrunden baseras på ©Lantmäteriets höjddata (2019). De helstreckade svarta linjerna representerar zongränserna och baseras på kartbilaga 3 i Tyrestas skötselplan (Naturvårdsverket och Länsstyrelsen i Stockholms län 2017b).	34
Figur 28. Den totala täckningsgraden i varje provyta i förhållande till avståndet till eldrastplatsen.	34
Figur 29. Den totala täckningsgraden i varje provyta i förhållande till avståndet till strandkanten.	35
Figur 30. Godtyckliga gränser för när de olika vegetationsklasserna återfick "opåverkad" förekomst i studieområde 1. Vegetationstyperna grundas på flygbildstolkning	

av Runborg (2003) och övriga marktyper (Lantmäteriet 2021a) samt leder (Lantmäteriet 2021b) har hämtats från ©Lantmäteriet. De helstreckade svarta linjerna representerar zongränserna och baseras på kartbilaga 3 i Tyrestas skötselplan (Naturvårdsverket och Länsstyrelsen i Stockholms län 2017b). ... 36

Figur 31. Vegetationens totala täckningsgrad i respektive provyta. Vegetationstyperna grundas på flygbildstolkning av Runborg (2003) och övriga marktyper (Lantmäteriet 2021a) samt leder (Lantmäteriet 2021b) har hämtats från ©Lantmäteriet. De helstreckade svarta linjerna representerar zongränserna och baseras på kartbilaga 3 i Tyrestas skötselplan (Naturvårdsverket och Länsstyrelsen i Stockholms län 2017b). 37

Figur 32. Interpolerad data för vegetationens totala täckningsgrad, illustrerar hur täckningsgraden kan tänkas vara fördelad i området. Vegetationstyperna grundas på flygbildstolkning av Runborg (2003) och övriga marktyper (Lantmäteriet 2021a) samt leder (Lantmäteriet 2021b) har hämtats från ©Lantmäteriet. Den terrängskuggade bakgrunden baseras på ©Lantmäteriets höjddata (2019). De helstreckade svarta linjerna representerar zongränserna och baseras på kartbilaga 3 i Tyrestas skötselplan (Naturvårdsverket och Länsstyrelsen i Stockholms län 2017b). 37

Figur 33. Den totala täckningsgraden i relation till avståndet till strandkanten har ett statistiskt signifikant samband. 38

Figur 34. Lavarnas täckningsgrad i förhållande till avståndet till strandkanten. 39

Figur 35. Lavarnas täckningsgrad i förhållande till avståndet till den omarkerade leden. 39

Figur 36. Provytorna klassificerade efter total täckningsgrad. Vegetationstyperna grundas på flygbildstolkning av Runborg (2003) och övriga marktyper (Lantmäteriet 2021a) samt leder (Lantmäteriet 2021b) har hämtats från ©Lantmäteriet. 40

Figur 37. Interpolerad data för att ge en ungefärlig bild av hur vegetationens totala täckningsgrad kan tänkas vara fördelad inom området. Den terrängskuggade bakgrunden baseras på ©Lantmäteriets höjddata (2019). De helstreckade svarta linjerna representerar zongränserna och baseras på kartbilaga 3 i Tyrestas skötselplan (Naturvårdsverket och Länsstyrelsen i Stockholms län 2017b). 40

Figur 38. Vegetationens totala täckningsgrad i förhållande till avståndet till strandkanten. 41

Figur 39. Lavarnas täckningsgrad i förhållande till avståndet till strandkanten. 41

Figur 40. Interpolerat resultat enligt indikatorbedömning i studieområde 1. 42

Figur 41. Interpolerat resultat enligt metoden med provytorna i studieområde 1. Lederna (Lantmäteriet 2021b) har hämtats från ©Lantmäteriet och den terrängskuggade

bakgrunden baseras på ©Lantmäteriets höjddata (2019). De helstreckade svarta linjerna representerar zongränserna och baseras på kartbilaga 3 i Tyrestas skötselplan (Naturvårdsverket och Länsstyrelsen i Stockholms län 2017b).	42
Figur 42. De viktade värdena i förhållande till avståndet från eldrastplatsen.	43
Figur 43. Interpolerat resultat enligt indikator-metoden i studieområde 2.	43
Figur 44. Interpolerat resultat enligt metoden med provytorna i studieområde 2. Lederna (Lantmäteriet 2021b) har hämtats från ©Lantmäteriet och den terrängskuggade bakgrunden baseras på ©Lantmäteriets höjddata (2019). De helstreckade svarta linjerna representerar zongränserna och baseras på kartbilaga 3 i Tyrestas skötselplan (Naturvårdsverket och Länsstyrelsen i Stockholms län 2017b).	43
Figur 45. Interpolerat resultat enligt indikatormetoden i studieområde 3.	44
Figur 46. Interpolerat resultat enligt metoden med provytorna i studieområde 3. Lederna (Lantmäteriet 2021b) har hämtats från ©Lantmäteriet och den terrängskuggade bakgrunden baseras på ©Lantmäteriets höjddata (2019). De helstreckade svarta linjerna representerar zongränserna och baseras på kartbilaga 3 i Tyrestas skötselplan (Naturvårdsverket och Länsstyrelsen i Stockholms län 2017b).	44

1. Introduktion

1.1 Bakgrund

Utmaningarna med ett ökande besöksstryck i naturskyddade områden är något som har lyfts allt mer den senaste tiden (Naturvårdsverket 2020; Sanne & Marklew 2021; Hansen et al 2021), i synnerhet i samband med pandemin när begrepp som "hemestra" och "svemester" blivit allmänt vedertagna (Landshypotek 2020; Svenska turistföreningen 2020). Ett ökande intresse för rekreation i skog och mark är på många sätt positiva både för den enskilda individen och för samhället i stort i samband med att folkhälsan förbättras (Naturvårdsverket 2007:17). Kunskapen om och engagemanget för bevarandet av naturvärden tros också öka i takt med ett stigande naturintresse (ibid:23). Samtidigt riskerar ett högt tryck på specifika områden att få motsatt effekt, och påverka både besöksupplevelsen och naturvärden negativt (Hansen et al. 2021). Det är därför viktigt att förvaltningen i naturskyddsområden kontinuerligt följer upp och vidtar åtgärder mot effekter av dessa slag, både för naturens och besökarens bästa (ibid; Burden & Randerson 1972). Av de biologiska effekter som studerats till följd av rekreation anses skador på markvegetationen vara en av de mest uttalade (Hammit & Cole 1998; Growcock 2006:13). Det saknas dock etablerade metoder för att mäta och dokumentera markslitage i Sveriges naturskyddsområden idag. Sanne & Marklew (2021) utlyser bl.a. i sin rapport på uppdrag av Naturvårdsverket behovet av att ta fram "nya metoder för att mäta effekter av besöksstryck och besökarens beteende" och att det saknas dokumenterade data för bl.a. markslitage. Bristen på dokumentation och systematisering gör det svårt att objektivt och konsekvent kunna utvärdera förändringar i ett område över tid samt att jämföra trender mellan olika lokaler (Cole 1989). Detta i sin tur gör att negativa förändringar kan bli svåra att följa upp, detektera och åtgärda i tid (Burden & Randerson 1972:439).

Vegetationen kan drabbas både direkt och indirekt av ett ökat antal besökare. Direkta effekter är exempelvis skador på eller rena förluster av biomassan som i sin tur leder till en minskad täckningsgrad, försämrade chanser till föryngring och eventuella förändringar i artsamhällets sammansättningar (Cole 1993a:107; Growcock 2006:16). Indirekta effekter orsakas istället av jordkompaktering som minskar antalet makroporer i jorden och därigenom försämrar rötternas förmåga att penetrera den samt minskar tillgången på vatten och syre, som i sin tur även påverkar jordens mikrobiella förutsättningar (Cole 1993a:106). Dessutom ökar erosionen till följd av jordens nedsatta absorptionsförmåga. En jämn, kompakt yta leder vidare till att fröernas chanser att undgå ytterligare tramp minskas och förlusten av marktäckesvegetationen kan därutöver innebära att markytan blir kyligare vilket kan försvåra för fröerna att gro (Harper et al. 1965; Growcock 2006:16).

Tre begrepp som ofta används för att beskriva växters förmåga att hantera tramp är resistans, resiliens och tolerans. En växts resistans anger dess förmåga att motstå tramp utan att bli skadad. Resiliens är istället växtens förmåga att

återhämta sig efter att ha blivit utsatt för tramp. Ofta är dessa egenskaper negativt korrelerade, eftersom växten vanligtvis investerar i antingen den ena eller andra förmågan (Hammit & Cole 1998:58). Växtens tolerans anger i sin tur hur väl växten hanterar tramp i det långa loppet, under en eller flera cykler med både störningar och återhämtning, och kan på så vis ses som utfallet av kombinationen resiliens och resistans (Cole 1995a; Growcock 2006:17). Samtliga av dessa egenskaper är i regel mer förknippade med växtens morfologiska egenskaper, än med egenskaper knutna till den specifika växtplatsen (Hammit & Cole 1998:58).

Internationellt har många forskningsstudier som har mätt och utvärderat markslitage genomförts (Burden & Randerson 1972; Hammit & Cole 1998; Leung & Marion 2000; Dumitrascu et al. 2010), även svenska studier förekommer (Jägerbrand & Alatalo 2015; Rawat et al. 2021). Den vanligast förekommande parametern att ta i beaktande när studier på markslitage utövas är vegetationens täckningsgrad (Growcock 2006:13; Pescott & Stewart 2014:3). Metoder för att bedöma täckningsgraden varierar i sin tur, i många studier så uppskattas täckningsgraden visuellt (Hammit & Cole 1998:49), andra har använt exempelvis punktramar som gör det möjligt att mäta täckningsgraden i flera lager (Burden 1969; VanAmburg et al. 2005; Rawat et al. 2021) och ytterligare andra har använt digital bildanalys (D'Antonio 2010; Monz et al. 2010; Runnström et al. 2019; Charlier et al. 2020) i ett försök att både tidsoptimera analysen och göra den mindre beroende av vem som utför analysen.

Förvaltningen av naturskyddsområden har sällan lika mycket tid och resurser att lägga på att utvärdera den här typen av effekter som forskare har. Det är därför angeläget att det finns förhållandevis enkla och snabba metoder att utöva för en effektiv övervakning. Övervakningen grundas då i regel på att bedöma olika indikatorer och USA ligger förmodligen i framkant med att ha utvecklat standardiserade indikatorer som har implementerats i över hälften av landets nationalparker (National Park Service 2021). En indikatorns syfte är att signalera en ändring i ett visst tillstånd som har identifierats som betydelsefullt för området ifråga (UNWTO 2004:8; IVUMC 2019:9). Indikatorer på markslitage kan exempelvis vara rotexponering, vegetationens täckningsgrad, bredden på en led eller antalet informella leder (Lime, Anderson & Thompson 2004:12; Glidden 2005; Mallikage et al. 2021). Genom att mäta och följa upp dessa indikatorer kan negativa, eller för den delen också positiva, trender detekteras. Ofta ställs också indikatorn mot ett specificerat tröskelvärde, som representerar den minimalt acceptabla nivån för indikatorn och vid vilken nivå förvaltningsåtgärder bör vidtas (IVUMC 2019:10). För att kunna specificera ett tröskelvärde krävs i regel genomgående forskning och data om ämnesområdet ifråga, och National Park Service (2016), myndigheten för USAs nationalparker, belyser just vikten av att integrera forskning med förvaltningen eftersom den tidigare bör lägga grunden för den senare.

En nationalpark som i Sverige har fått bevittna en explosionsartad ökning i antalet besökare de senaste åren är Tyresta (Samppala 2021). I Tyrestas skötselplan utfärdad av Naturvårdsverket och Länsstyrelsen i Stockholms län (2017a:14) står angivet att syftet med nationalparken bl.a. ska uppfyllas genom att ”säkerställa att

områdets skogar och värdefulla natur i övrigt bevaras och att besökare ges förutsättningar att uppleva orördhet och stillhet”. Det anges också (ibid:99, 160) att dokumentation av markslitage skall göras på kontinuerlig basis, men någon sådan existerar inte idag. Det föreligger därför ett behov av att identifiera och kartlägga effekter på markvegetationen i Tyresta, dels för att utvärdera hur utbrett slitage är idag, dels för att få en referens att förhålla sig till inför framtida utvärderingar.

Tyresta kännetecknas av ett sprickdalslandskap som inhyser många olika miljöer (Grundsten 2001: 9-10). Alltifrån fuktiga gran- och blandskogar och myrmarker till moss- och lavtäkta berghällar som ockuperas av vindpinade, uråldriga tallar (ibid:52). Växtlivet i Tyrestas gammelskogar är dock förhållandevis artfattigt (ibid:66) medan kryptogamerna är desto fler, där vanligt förekommande mossor exempelvis är kammossa, björnmossa och vitmossor (Sveriges Nationalparker 2022) och vanligt förekommande lavar på hållmarkerna är tre sorters *Cladonia*-lavar; fönsterlav samt grå och gulvit renlav (ibid 2001:63). Marktäckesvegetationen domineras således främst av olika mossor och lavar samt ljungväxter såsom lingon, blåbär och ljung (ibid:16, 65-66, 84). Antalet arter av mossor beräknas vara ca 150 stycken medan antalet arter av lavar är okänt (ibid:9).

Lavar är varken motståndskraftiga mot tramp (Bayfield, Urquhart & Cooper 1981; Jägerbrand & Alatalo 2015) eller förmögna att återhämta sig snabbt efter skada – tvärtom förväntas det kunna ta lavar över 100 år att återetablera sig (Eriksson 1998:11). Inte enbart lavarnas täckningsgrad utan också deras artrikedom har påvisats minska till följd av tramp (Jägerbrand & Alatalo 2015). Lavar kan således antas ha en väldigt låg toleransnivå. Detta i kombination med att skador på lavar enkelt kan påvisas direkt, till skillnad från skador på kärlväxter som kan vara svårdektade och ofta påvisas först flera år efter att skadan skett, gör att lavarna har föreslagits vara goda indikatorarter för markslitage (Bayfield, Urquhart & Cooper 1981:303). Studier om mossor har i sin tur påvisat mer blandade resultat, där den specifika arten av mossa verkar spela en avgörande roll för sårbarheten och för tiden det tar mossan att återhämta sig (Studlar 1980; Jägerbrand & Alatalo 2015, Runnström & Ólafsdóttir et al. 2019). Dvärgbuskar, såsom ljungväxter, har i sin tur påvisats ha väldigt låg tolerans i förhållande till andra kärlväxter (Cole 1995; Warren 1997; Hammit & Cole 1998:58; Bernhardt-Römermann et al. 2011). I sin helhet bedöms marktäcket i Tyresta därmed vara känsligt för tramp och lavtäcket är, med tanke på dess sköra struktur och långsamma tillväxt sannolikt mest sårbart (Bayfield, Urquhart & Cooper. 1981; Eriksson 1998:11; Jägerbrand & Alatalo 2015).



Figur 1. Lavarna trivs i Tyresta.

1.2 Syfte, hypoteser och frågeställning

Det här arbetet avser att

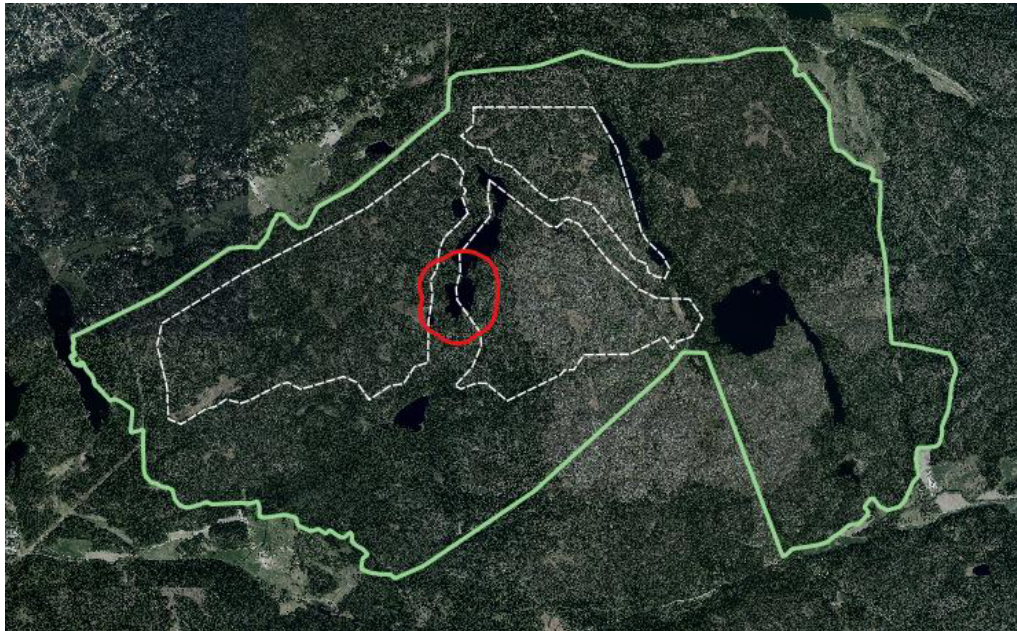
- 1) Identifiera metoder för att mäta markslitage och kartlägga samt utvärdera besöksstryckets effekter på markvegetationen inom några begränsade studieområden i Tyresta.
- 2) Testa hypotesen att markslitage är högre närmare tältplatsen och närmare strandkanterna (där rimligtvis fler människor rör sig). Den negativa effekten på lavar tros även vara större än den negativa effekten på övrig vegetation.

Rapportens frågeställningar blir därmed:

1. Hur omfattande är markslitage i de utvalda studieområdena?
2. Är påverkan på lavtäcket mer uttalad än på övrig vegetation och skulle lavarna i så fall kunna vara lämpliga indikatorarter?

2. Metod

2.1 Studieområde



Figur 2. Ortofoto hämtat från ©Lantmäteriet (2011) över Tyresta nationalpark. Den gröna polygonen representerar nationalparkens gränser och har också hämtats från Lantmäteriet (2022a). Den röda polygonen ringar in Årsjöns södra bassäng vars omgivning utgjorde arbetets studieområde. Områdena innanför de streckade vita polygonerna tillhör zon I och områdena utanför tillhör zon II, dessa data baseras på kartbilaga 3 i Tyrestas skötselplan (Naturvårdsverket och Länsstyrelsen i Stockholms län 2017b).

Trots att Tyresta nationalpark endast ligger ett par mil utanför Stockholms stadskärna finns här Sveriges största urskog söder om Dalälven, med flera hundra år gamla knotiga tallar som hukar sig över hållmarkerna (Grundsten 2001:10, 56). Tyrestas omedelbara närhet till folkmyllrets Stockholm gör sig dock påmind på flera platser i nationalparken, där känslan av orörd natur och avskildhet inte är densamma. Ett område som av Tyrestas förvaltning har identifierats som särskilt utsatt är omgivningarna runt Årsjön, där bl.a. en tältplats finns belägen invid sjöns sydvästra ände. Den rymliga och platta marken bjuder in till många tältare och enligt en besökarundersökning utförd av Stiftelsen Tyrestaskogen kan här finnas över 25 tält samtidigt (Wallsten 2020). Som följd är marktäckesvegetationen på platsen närmast obefintlig och andra effekter, såsom erosion och jordkompaktering, uttalade. Dessa effekter har i sin tur observerats öka även utanför den anlagda platsen, för att successivt inkräkta på den del som ska utgöra nationalparkens kärnområde och där varken tältning eller eldning är tillåten (Naturvårdsverket och Länsstyrelsen i Stockholms län 2017a:112).

Områdena i Tyresta Nationalpark är indelade i två olika zoner beroende på hur tillrättalagda de är. Övervägande del av nationalparken hör till zon I, där tillrättaläggning inte får förekomma och där besökaren ska ha möjlighet att uppleva genuin vildmarkskänsla samt finnas få spår av andra besökare. Zon II tillåter i sin tur viss tillrättaläggning och det är här eldrastplatserna, där tältning är tillåtet, finns, liksom det markerade ledsystemet (Naturvårdsverket och Länsstyrelsen i Stockholms län 2017a:42-43).

Årsjön är naturligt indelat i tre nästan jämnstora bassänger (Grundsten 2001:100) och tältplatsen är belägen invid den södra av dessa (Naturkartan 2022). På grund av den begränsade tidsomfattningen i det här arbetet har endast omgivningarna runt Årsjöns södra bassäng studerats, eftersom behovet av en utvärdering ansågs vara störst där.

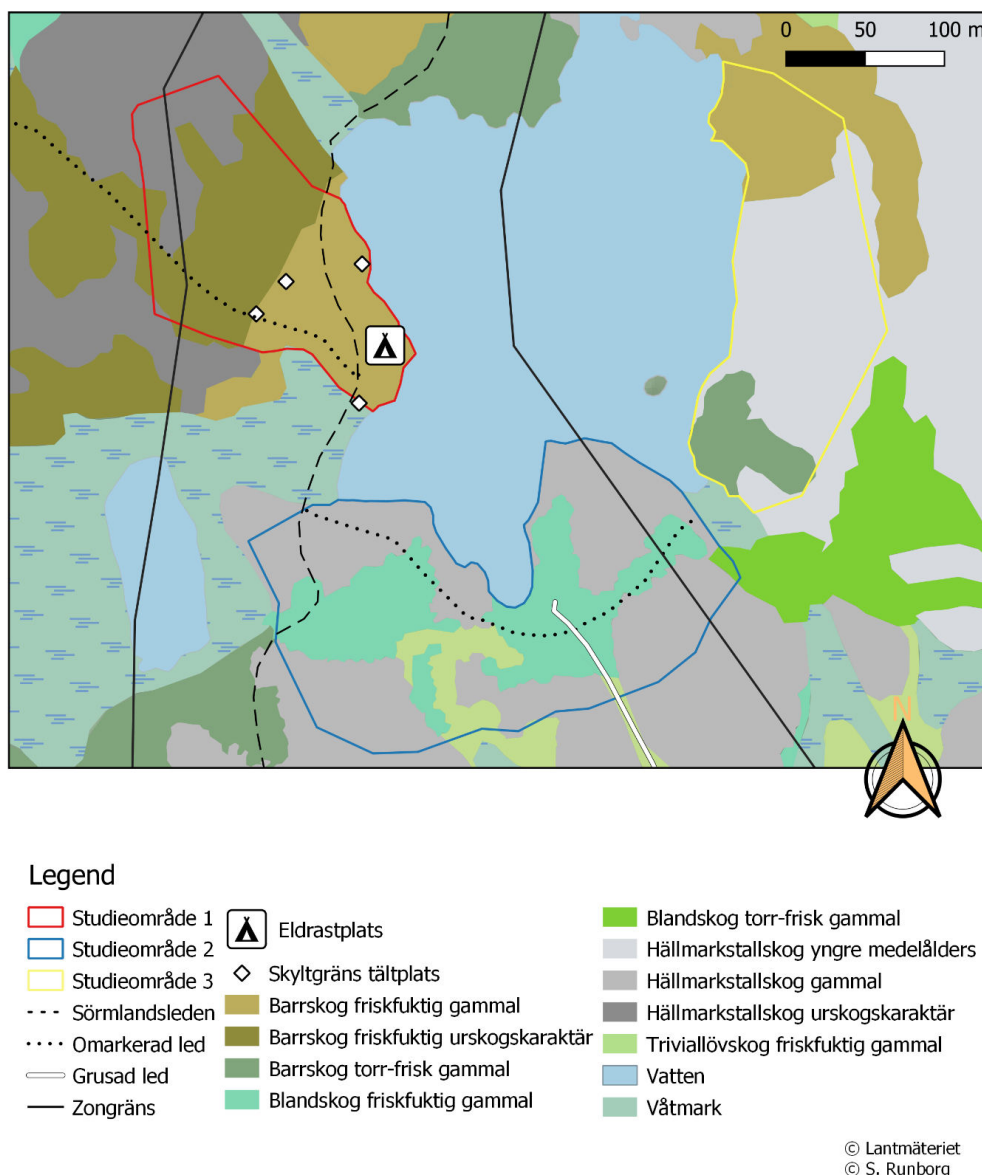
Årsjöns vatten besitter inga större naturvärden när det kommer till artrikedom, tvärtom är djurlivet skvalt och det har ofta varit här som storlommen misslyckats med sin häckning (Grundsten 2001:95). Detta har sannolikt att göra med Årsjöns höga förurningsgrad till följd av omfattande svavel- och kväveutsläpp i atmosfären på 70-talet och dess närhet till omgivande industrier och trafikleder (ibid:96-97). 1978 inleddes ett kalkningsprojekt av flera av Tyrestas sjöar, men Årsjön inkluderades inte utan användes istället som referens för de andra sjöarna att jämföra med (ibid). Årsjöns omgivningar besitter dock desto högre naturvärden med unika gamla hållmarkstallskogar och inslag av gamla gran- och blandskogspartier som utgör viktiga livsmiljöer för de omkring 8000 olika växter och djur som uppskattas finnas här (ibid:9-10, 15, 59), alltifrån vedlevande svampar och insekter (Sveriges Nationalparker 2022) till fåglar såsom tjäder och berguv samt stora däggdjur såsom älg och stundvis lodjur (Claes Grundsten:49, 60, 63).



Figur 3. Utblick från sydöstra sidan över Årsjöns södra bassäng.

Tyvärr finns ingen statistik på hur många av Tyrestas besökare som går till Årsjön, eller som i sin tur rör sig bort från ledsystemet mot Årsjöns östra sida, mer än observationer från förvaltningen om att rörelsemönstret har blivit vanligare senaste åren. Enligt en besökarundersökning (Wallsten 2020) med 117 deltagare utförd av Stiftelsen Tyrestaskogen under perioden juli-september 2020 så är besökare som tältar vid Årsjön genomgående nöjda med sin upplevelse, men det skiljer sig en del mellan s.k. purister och urbanister, där de förstnämnda värnar mer om avskildhet och orördhet än de senare. Mängden besökare och andra besökares beteenden var de största skälen till missnöjen under perioden juli-augusti 2020, där 31% respektive 22% av de tillfrågade graderade upplevelsen

mellan 1-3 på en skala från 1 till 7, och där medelvärdet för samtliga tillfrågade landade på 4.60 respektive 5.13. Markslitage och nedskräpning i området föranledde i sin tur missnöje (de som graderade upplevelsen 1-3) hos 13 % av de tillfrågade, med medelvärden för samtliga tillfrågade om 5.83 och 5.65 respektive (Stiftelsen Tyrestaskogen 2020).



Figur 4. De tre utvalda studieområdena runt Årsjöns södra bassäng. De helstreckade svarta linjerna visar zongränserna (Naturvårdsverket och Länsstyrelsen i Stockholms län 2017b), där mittenpartiet tillhör zon II medan partierna på vardera sida om detta tillhör zon I. Vegetationstyperna baseras på flygbildstolkning av Runborg (2003) på uppdrag av Naturvårdsverket och övriga marktyper samt leder har hämtats från ©Lantmäteriet (2021a).

Studieområde 1 innefattar den ca 5000 m² stora tältplatsen samt tältplatsens närmsta omgivelningar. Vegetationen domineras av friskfuktig barrskog, gammal och med urskogskaraktär, samt av hällmarkstallskog med urskogskaraktär (Runborg 2003). Området ligger till största del inom zon II, där viss

tillrättaläggning förekommer, men utkanterna sträcker sig även in i zon I, som ska utgöra det orörda kärnområdet för genuina vildmarksupplevelser. En etapp av Sörmlandsleden genomkorsar området (nord-sydlig riktning) liksom en omarkerad stig som förgrenar sig från den (ost-nordvästlig riktning).



Figur 5. Eldrastplatsen i studieområde I som i denna studie utsågs till tältplatsens centrum.

Merparten av **studieområde 2** tillhör också zon II och går delvis in i zon I. De dominerande vegetationstyperna är här gammal hållmarkstallskog, friskfuktig gammal blandskog och friskfuktig gammal triviallövskog (ibid). En liten bit av Sörmlandsleden genomkorsar områdets västra del och en hårdgjord, grusad led slutar i områdets östra del (syd-nordvästlig riktning). Övriga stigar i området är omarkerade. Här råder eldnings- och tältningsförbud liksom i hela nationalparken utom vid anvisade platser såsom i studieområde 1 (Naturvårdsverket 2017:112).

Studieområde 3 ligger helt och hållet inom zon 1. Här är dock hållmarkstallskogen övervägande yngre medelålders, med inslag av torr-frisk gammal barrskog och friskfuktig gammal barrskog (Runborg 2003). Här finns inga markerade leder men flera omarkerade och ej kartlagda stigar. Eldnings- och tältningsförbud råder (Naturvårdsverket 2017:112).

Studieområdena inkluderade inte de närliggande våtmarkerna, delvis för att dessa ännu var vattentäckta vilket gjorde det svårt att studera dem, och delvis för att besökare i regel bedöms undvika dessa, vilket gjorde dem relativt ointressanta för studien.

2.2 Litteraturanalys

Till att börja med gjordes en litteraturanalys av vetenskapligt material som fanns tillgängligt på olika databaser såsom Jstor, Research Gate, m.fl. för att identifiera en lämplig kvantitativ metod att mäta markslitage på. Många studier som har utförts hittills har studerat markslitage längs med leder, varför provrutor utsatta längs med transekter vinkelrätt mot dessa har använts som mätmetod (Jägerbrand & Alatalo 2015; Crisfield et al. 2018; Rawat 2021). För utvärdering av markslitage runt tältplatser har i sin tur ofta ”the variable transect method” använts (Lime et al. 2004; Mallikage et al. 2021), som gör antagandet att gränsen mellan påverkad och opåverkad vegetation är skarp och att arean på tältplatsen därför ger en bra indikation om omfattningen på markslitage. För att fastställa arean går utövaren längs med transekter som tar vid från en fast utgångspunkt i tältplatsens centrum. Ändarna på varje transekt markeras med GPS-koordinater och från dessa kan sedan en polygon i programvara som ex. GIS göras för att räkna ut arean (ibid). En kombination av dessa två metoder användes för studieområde 1, eftersom det primära målet där var att utvärdera och kartlägga gradienten av markslitage som hade sin utgångspunkt i tältplatsen samt undersöka vid vilka avstånd olika sorters vegetation kom tillbaka.

Eftersom det huvudsakliga syftet med studieområde 2 och 3 däremot var att undersöka omfattningen av potentiellt markslitage som inte hade sin utgångspunkt i en specifik plats, användes istället en slumpmässig metod som tidigare applicerats av D’Antonio (2010) på Rocky Mountain National Park, USA, och i The Northern Forest av Monz et al. (2010), också i USA. Till att börja med utsågs då områden med potentiellt markslitage och sedan användes GIS-programvara för att slumpa ut provtyor jämnt fördelade över ett rutnät inom dessa områden, vilka sedan lokaliserades i fält, fotades och analyserades i programvaran Sample Point (Booth & Berryman 2020). Sample Point är en gratis programvara som har utvecklats för att på ett enkelt sätt kunna beräkna täckningsgraden, genom att ett valfritt antal pixlar i varje bild klassificeras efter vilken sorts vegetation och substrat de representerar (ibid). Tester har påvisat en precision om 98 % för Sample Point vid en upplösning om 100 pixlar (Booth et al. 2007). Även för den här studien ansågs därför Sample Point vara en lämplig metod att använda för att räkna ut vegetationens täckningsgrad.

Som komplement till provtyorna testades en ”indikator-metod” för att undersöka om en mindre resurskrävande metod skulle vara tillräcklig för förvaltningen att tillämpa med liknande resultat som i studien med provtyorna. Indikatorer som vanligen rekommenderas att använda för tältplatser och leder är bl.a. vegetationens täckningsgrad och mängden eller graden rotexponering (Lime et al. 2004:12; Glidden 2005; Mallikage et al. 2021). Eftersom indikatorerna tillämpas på specifika, avgränsade platser bedöms indikatorerna ofta utifrån ett samlat medelvärde för platsen (ibid). Detta kan fungera i vissa områden, men riskerar att bli problematiskt vid utvärdering i områden med mer spridd påverkan. Därför utvecklades ett eget tillvägagångssätt för att gradera indikatorerna.

2.3. Utförande

I samtliga tre studieområden fotades provytor om 1x1m med en handhållen fujifilm XT20 24 MP digitalkamera ca 1.5 m från marken. Två tumstockar om 2 m respektive användes som ram för provytan och varje provyta ID-märktes på traditionellt vis med papper och penna. Provrutor som hamnade mitt i ett träd flyttades till närmaste punkt bredvid trädet. Några få provrutor som hamnade i helt otillgängliga partier eller i partier med omfattande vildsvinsbök hoppades över. Fristående observationer om och dokumentation av platser med påfallande markslitage gjordes också löpande under fältarbetet för att tillgodogöra en genomgripande överblicksbild av området.

2.3.1. Studieområde 1

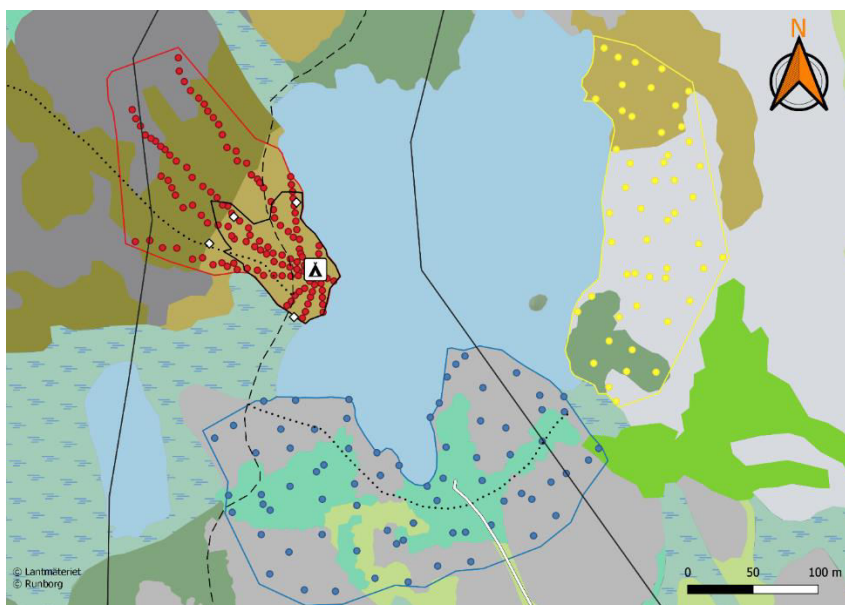
Provrutor togs längs med transekter och dessa hade sin utgångspunkt i det som bedömdes vara tältplatsens centrum, dvs raststugan med den anlagda eldplatsen. Till att börja med ringades dock den ungefärliga ytan för tältplatsen in med hjälp av GPS-koordinater ute i fält. Istället för att sedan bestämma transekternas riktning på plats ritades de ut i förväg i programvaran QGIS (QGIS Development Team 2022), där den ungefärligt inringade ytan för tältplatsen fick utgöra basen för transekternas riktningar.

Fyra transekter ritades därmed in för att på ett ungefär passa in med den inringade ytan, men med omkring dubbelt så lång utsträckning för att även med god marginal fånga upp gradienten av ökande vegetation och orörd vegetation (kontrolltytor) samt för att kunna studera vid vilket avstånd olika typer av vegetation kom tillbaka. Längs med transekterna placerades sedan punkter med 5 m avstånd från varandra, vilka exporterades till en Garmin 64st GPS och lokaliserades ute i fält. Nya koordinater med provytornas faktiska position ute i fält markerades och importerades dock till QGIS, eftersom markören i GPSen sviktade lite i position och hoppade en del fram och tillbaka. De faktiska provytorna hamnade därmed inte helt i linje på transekterna, vilket kan ses i figur 6 nedan. Några provytor som hamnade i partier med omfattande vildsvinsbök hoppades över, eftersom dessa bedömdes ge missvisande resultat. Ytterligare sex korta transekter, som strålade ut mot strandkanterna, bestämdes i fält. Provytor i dessa fotades och analyserades dock endast vid de tillfällen de innehöll någon vegetation, i annat fall angavs 0% direkt som täckningsgrad. Totalt fotades 106 provrutor i studieområde 1.

2.3.2 Studieområde 2 & 3

I studieområde 2 och 3 utsågs områden med sannolik påverkan på vegetationen, i enlighet med metoden tillämpad av D'Antonio (2010) och Monz et al. (2010), i Årsjöns omgivningar och ringades in med GPS. GPS-koordinaterna exporterades sedan till QGIS och konverterades till två polygoner. Över dessa skapades ett rutnät med 25x25m rutor. Sedan användes en integrerad algoritm för att slumpa fram en punkt inom varje ruta, med minst 5 m avstånd från andra punkter. Detta resulterade i 125 st slumpvist utvalda punkter. Därefter importerades punkterna

till GPS och lokaliserades till fots ute i fält. Två punkter ströks eftersom de låg på en otillgänglig plats nedanför ett stup med klippor, varpå 123 punkter kvarstod.



Figur 6. Punkterna som representerar provvyterna i respektive studieområde. Den helstreckade svarta linjepolygonen i Studieområde 1 visar själva tältplatsens uppskattade utbredningsområde, vilken fick utgöra bas för transekternas riktningar. Vegetationstyperna grundas på flygbildstolkning av Runborg (2003) och övriga marktyper (Lantmäteriet 2021a) samt leder (Lantmäteriet 2021b) har hämtats från ©Lantmäteriet. De helstreckade svarta linjerna representerar zongränserna och baseras på kartbilaga 3 i Tyrestas skötselplan (Naturvårdsverket och Länsstyrelsen i Stockholms län 2017b).



Figur 7. Två tumstockar fick utgöra ramen för provytan.

2.3.3 Bildanalys

Alla bilder beskärdes och laddades upp i Sample Point där 100 pixlar i respektive bild, regelbundet fördelade över ett rutnät, klassificerades efter följande åtta kategorier:

Tabell 1. Klasserna för vegetation och substrat som användes vid bildanalys i Sample Point.

Mos sor (%)	La var (%)	Lj ung (%)	Ling on (%)	Blå bär (%)	Övr iga (%)	J ord (%)	Berggr und (%)	Okän da %
----------------	------------------	------------------	-------------------	-------------------	-------------------	-----------------	-------------------	-----------------

Förna hade ingen egen klass utan klassificerades som den underliggande vegetationen eller substratet. I de fall där underliggande klass var svår att avgöra klassificerades förna som okänd. Med hjälp av Sample Point genererades sedan en CSV-fil, med täckningsgraden i procent för respektive klass, som lästes in i Excel.

Eftersom den statistiska analysen grundades på avståndsberoende antaganden fördes data över till attributtabeller i QGIS för att kunna kopplas geografiskt till varje provyta. Plugin-verktyget NNJoin installerades sedan för att kunna beräkna avstånd mellan respektive provyta och de olika parametrarna som antogs kunna ha en effekt på täckningsgraden, i detta fall strandkanten, eldrastplatsen och lederna. Nya data som inkluderade dessa avståndberäkningar exporterades till Excel varpå linjära regressionsanalyser genomfördes. Varje studieområde analyserades som en separat enhet och både den totala täckningsgraden och varje klass enskilda täckningsgrad studerades i relation till tidigare nämnda parametrar. Klassen med övrig vegetation studerades dock inte eftersom underlaget bedömdes vara för litet. Regressionsanalysen gjordes med hjälp av Excels analysverktyg och både enkel och multipel regressionsanalys applicerades. Responsvariablerna som användes var den totala täckningsgraden(%) samt täckningsgraderna(%) för de enskilda klasserna. Förklaringsvariablerna som användes var i sin tur avståndet till eldrastplatsen, strandkanterna och de olika lederna. De värden som främst studerades var:

- i) R^2 -värdet, som ger en indikation om modellens lämplighet genom att ange hur stor del av de beroende variablerna som kan förklaras av de oberoende variablerna. Om R^2 -värdet är 0.5 kan exempelvis 50% av de beroende variablerna antas förklaras av den oberoende variabeln (Wieland Werkme).
- ii) Det signifikanta F-värdet från F-testet, som anger om modellen i sin helhet är statistiskt signifikant (ibid). Ett konfidensintervall om 95% användes.
- iii) P-värdena från t-testet, för respektive oberoende variabel, som anger om dessa är statistiskt signifikanta (ibid). Ett konfidensintervall om 95% användes.

Grafer användes som komplement till regressionsanalysen och för visuell tolkning av sambanden. För visuell tolkning så bearbetades resultatet också i QGIS. Data klassificerades efter attributet total täckningsgrad för att illustrera resultatet i respektive provyta. Data interpolerades också med hjälp av verktyget IDW-interpolering för att ge en överblick om hur vegetationens täckningsgrad kunde tänkas vara fördelad i området. I studieområde 1 tolkades graferna visuellt för att uppskatta en godtycklig gräns för när de olika vegetationsklasserna inte längre påverkades av slitaget. Dessa gränser illustrerades sedan i QGIS genom att med hjälp av buffert-verktyget buffra de olika avstånden från eldrastplatsen.

2.3.4 Indikator-metod

I studieområde 1 graderades indikatorerna längs med samma transekter som i metoden med provytorna, men istället för att gradera provytor graderades segment av transekten. Täckningsgraden och graden av rotexponering uppskattades visuellt och graderades enligt följande tabell:

Tabell 2. Indikatorernas graderingar

Indikator	Gradering 4	Gradering 3	Gradering 2	Gradering 1
Rotexponering	Kraftigt uttalad	Uttalad	Ytlig	Ingen
Täckningsgrad	>40%	40-60%	60-80%	80-100%

Segmenten som graderades varierade i längd beroende på hur länge samma villkor för täckningsgrad och rotexponering gällde, först när något av dessa villkor förändrades började ett nytt segment med en ny gradering. De första 30 meterna av en transekt kunde exempelvis graderas som rotexponering = 4 och täckningsgrad = 4, om rotexponeringen sedan blev mindre påtaglig nästföljande 10 meter men täckningsgraden var densamma graderades nästa segment som rotexponering = 3 och täckningsgrad = 4. Varje segments brytpunkt markerades med en GPS-koordinat och märktes med de graderingar som representerade segmentet som just avslutats. Koordinaterna exporterades sedan till QGIS där varje koordinat erhöll ett viktat värde, graden av rotexponering multiplicerat med täckningsgraden. Täckningsgraden = 4 och rotexponering = 4 gav exempelvis ett viktat värde om 16. Dessa data interpolerades sedan för att kunna jämföras med resultatet som genererades av metoden med provytorna.

Bildexempel på hur rotexponeringen graderades:



Figur 8. Rotexponeringen bedöms som kraftig och graderas med 4.

Figur 9. -II-



Figur 10. Rotexponeringen bedöms som medel och graderas med 3.

Figur 11. -II-



Figur 12. Rotexponeringen bedöms som liten och graderas med 2.

Figur 13. Rotexponeringen bedöms som ingen och graderas med 1.

För studieområde 2 och 3 graderades indikatorerna på liknande vis, men med transekter som istället löpte vinkelrätt från strandkanten. Transekternas startpunkter markerades med koordinater i QGIS, med ca 25 m avstånd ifrån varandra. Jag valde dock att utöka täckningsgraden med ytterligare en klass, så att klassen 0-40% delades in i två klasser om 0-20% samt 20-40% och totalt 5 graderingar därmed erhöles för täckningsgraden.

2.3.5 Tidpunkt för insamling av data

Insamlingen av data för provytorna i de olika studieområdena skedde under fyra långa fältdagar i april och en dag i maj 2022. Nackdelen med att samla in data på våren istället för sommaren är givetvis att de flesta kärlväxter inte har utvecklats ännu och markvegetationen som helhet därför inte till fullo blir representerad i studien. Fördelen å sin sida, är att de vegetationstyper – kryptogamerna – som dominerar i Tyresta bättre blir representerade när arter med mer vid växtform inte skymmer dessa.

4. Resultat

4.1 Fältobservationer med foto

4.1.1 Studieområde 1

Marks slitaget var omfattande med kraftig rotexponering och närmast obefintligt vegetationstäckes i merparten av området som utgör tältplatsen (figur 14). Slitaget var dock i huvudsak begränsat till området innanför skyltgränserna, med undantag för partier i nord och nordväst som sträckte sig en bit utanför. Gränsen mellan tydligt påverkad vegetation och orörd vegetation var skarp i områdets västra del (figur 15), men mer flytande i nordvästra delen (figur 16). Rester av mossor och lavar på de nästan kala klipporna närmast eldrastplatsen antydde att det bör vara en sannolik växtplats för dem. Mossornas täckningsgrad observerades öka först i relation till avståndet till eldrastplatsen, följt av lingon- och blåbärsris. Ljung och lavar observerades först längre bort, med undantag för ett parti med ljung som låg skyddat av en remsa med våtmark. Husmossa var den art av mossor som observerades öka först, följt av väggmossa samt inslag av björnmossa och vitmossor. Olika slags skorplavar förekom sparsamt redan innanför tältplatsens gränser, men förekomsten av olika slags busklavar såsom renlavarna och islandslaven började betydligt längre bort.



Figur 14. Vegetationstäckets täckningsgrad var närmast 0%.



Figur 15. Övergången mellan bar mark och vegetation var skarp i områdets västra del.



Figur 16. I övriga delar var gränsen mer flytande.



Figur 17. Kontrolllyta som ansågs vara opåverkad.

4.1.2 Studieområde 2

Markslitaget, i form av rotexponering, bar mark och kala klippor, var påtagligt närmast strandkanterna och på de klippor som utgjorde goda utsiktsplatser (figur 18 & 19). De informella stigarna, d.v.s. stigar som uppstått p.g.a. tramp, var i sin tur ganska många, varför markslitaget också påträffades sporadiskt genom området.



Figur 18. Större partier med markslitage nära vattnet.



Figur 19. -II-



Figur 20. På hällmarkerna ca 100 m från strandkanten bedömdes markvegetationen vara opåverkad.



Figur 21. Även närmare vattnet förekom hållar som var övervägande moss- och lavtäckta.

4.1.3 Studieområde 3

Marksloitaget upplevdes mindre påtagligt än i studieområde 2 och här bredde moss- och lavtäcken samt ris och ljung ut sig på många av klipporna. Platser med bar mark och kala klippor förekom dock, främst nära strandkanten (figur 23 & 24), och åtminstone tre informella stigar löpte genom området. Dessa var dock smala (< 0.5 m) och bedömdes inte påverka närliggande vegetation (figur 22).



Figur 22. Informell stig, smal och tydligt avgränsad, i studieområde 3.



Figur 23. Även längst bort i studieområde 3, intill sundet mot Årsjöns mellersta bassäng, förekom partier med markslitage.



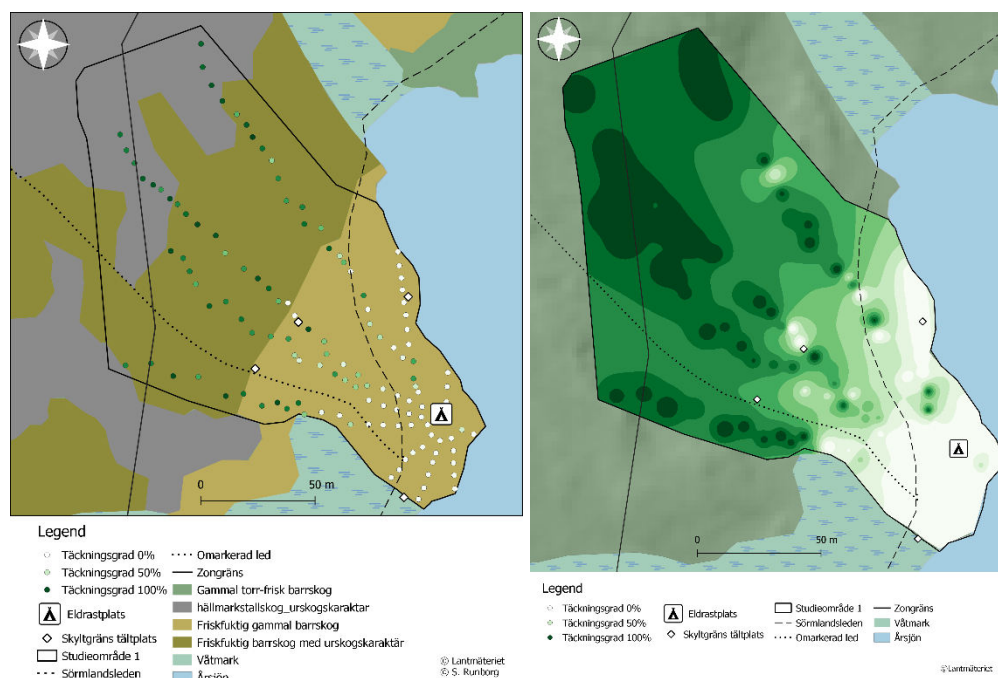
Figur 24. -II-



Figur 25. På denna häll, som utgjorde en utmärkt utsiktspunkt mot Årsjön, var lavtäcket förhållandevis intakt.

4.2 Data-analys

4.2.1 Studieområde 1

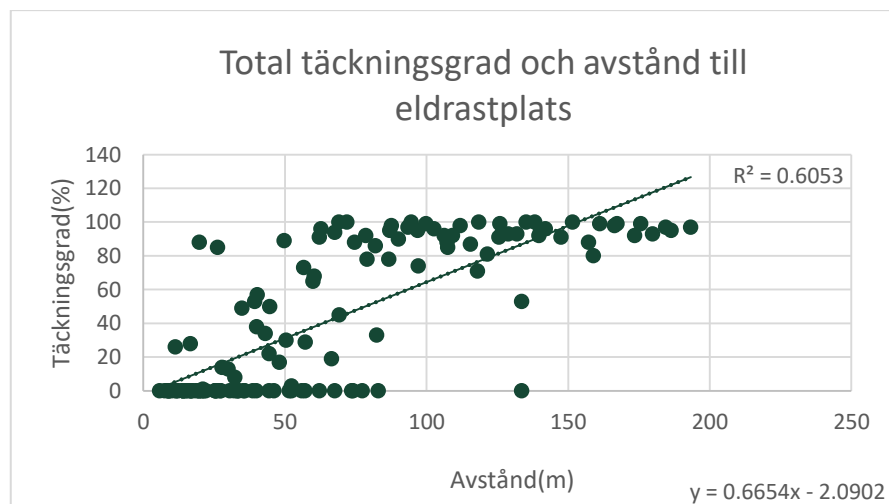


Figur 26. Vegetationens totala täckningsgrad i varje provyta, där prickar med vit färg representerar 0% täckningsgrad och mörkgröna prickar representerar 100% täckningsgrad.

Vegetationstyperna grundas på flygbildstolkning av Runborg (2003) och övriga marktyper (Lantmäteriet 2021a) samt leder (Lantmäteriet 2021b) har hämtats från ©Lantmäteriet.

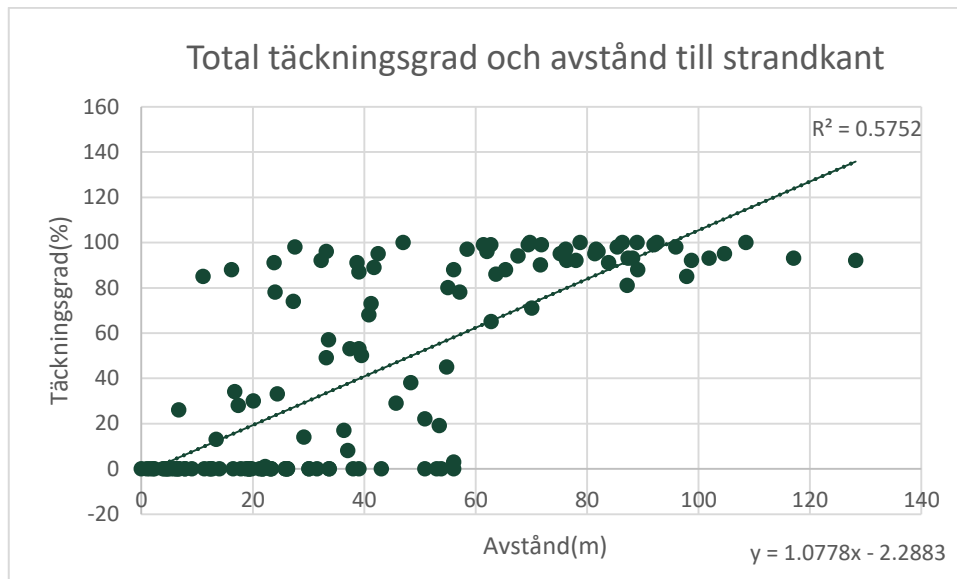
Figur 27. Provyrtornas täckningsgrad som interpolerad data för att ge en ungefärlig bild av fördelningen av vegetationens täckningsgrad genom området. Den terrängskuggade bakgrunden baseras på ©Lantmäteriets höjddata (2019). De helstreckade svarta linjerna representerar zongränserna och baseras på kartbilaga 3 i Tyrestas skötselplan (Naturvårdsverket och Länsstyrelsen i Stockholms län 2017b).

I studieområde 1 kunde en tydlig trend observeras, med avtagande täckningsgrad närmare eldrastplatsen, Sörmlandsleden och strandkanten samt till viss del närmare den omarkerade leden (figur 26 & 27). Det var dock endast avståndet till strandkanten och eldrastplatsen som påvisade statistiska samband med vegetationens totala täckningsgrad. Tydligast samband fanns mellan täckningsgraden och avstånd till eldrastplatsen, dvs till raststugan med den anlagda eldplatsen. Mossor, ris (lingon och blåbär) och till viss del ljunng förekom förhållandevis nära eldrastplatsen medan lavarnas förekomst började längre bort från den.



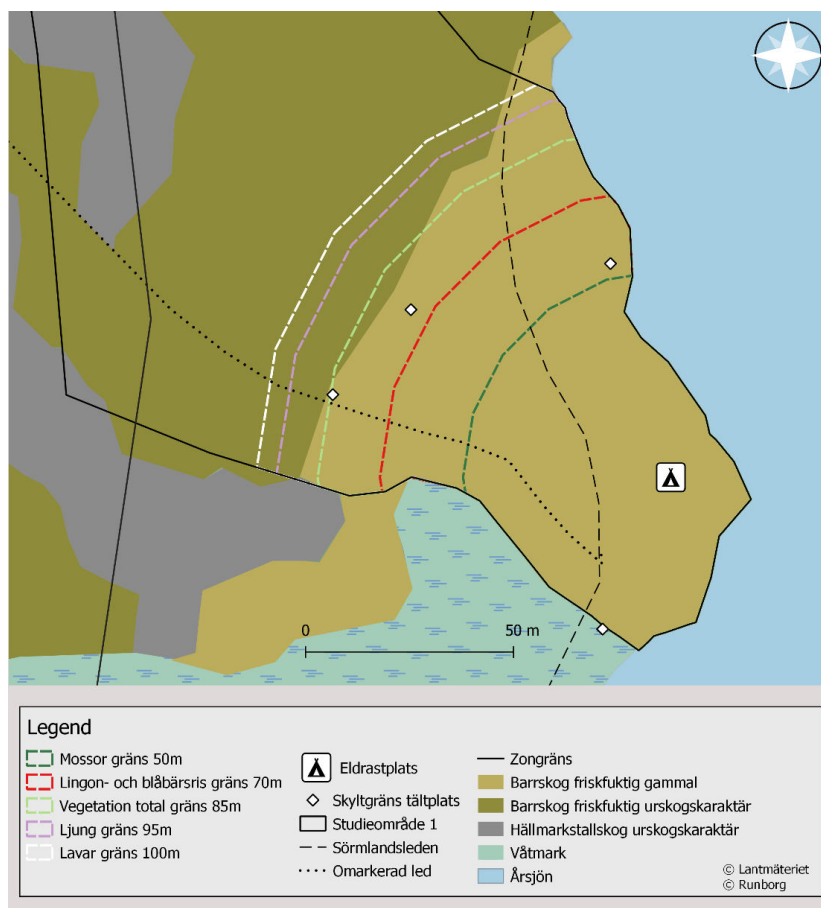
Figur 28. Den totala täckningsgraden i varje provyta i förhållande till avståndet till eldrastplatsen.

Täckningsgraden ökar med ca 0.67% per meter från eldrastplatsen och efter omkring 85 m ses vegetationens täckningsgrad på sina håll öka till orörda nivåer men marktäcket fortsätter att vara fläckvist påverkat till omkring 130 m från eldrastplatsen (figur 28).



Figur 29. Den totala täckningsgraden i varje provyta i förhållande till avståndet till strandkanten.

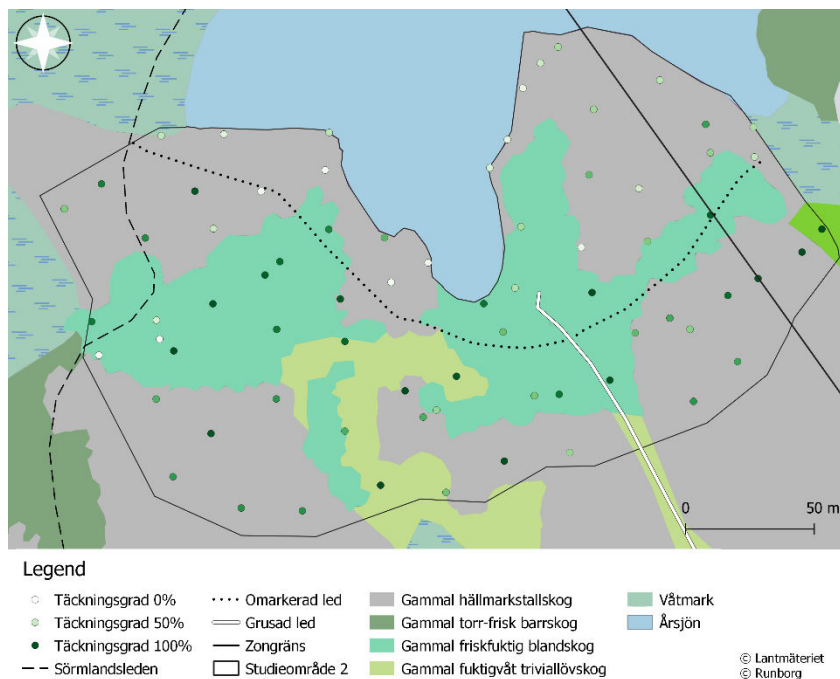
Det tydligaste linjära sambandet gavs när provytornas täckningsgrad ställdes i förhållande till avståndet till eldrastplatsen, med $p < 0.001$ och ett R^2 -värde om 0.61 (figur 28). Avståndet till strandkanten var dock också signifikant med $p < 0.001$ och ett R^2 -värde om 0.58 (figur 29). Från strandkanten ökade täckningsgraden 1.08% per meter. Bäst regressionsmodell, med högst R^2 -värde, erhöles om multipel regression med två x-variabler, avståndet till eldrastplatsen och strandkanten, användes. Då erhöles ett R^2 -värde om 0.66 och $p < 0.001$ för både avståndet till eldrastplatsen och strandkanten. Samtliga enskilda vegetationsklasser hade ett statistiskt signifikant samband mellan täckningsgraden och avstånd till eldrastplatsen. Vidare studerades vid vilket avstånd från eldrastplatsen som de olika klasserna för vegetation antogs vara opåverkade.



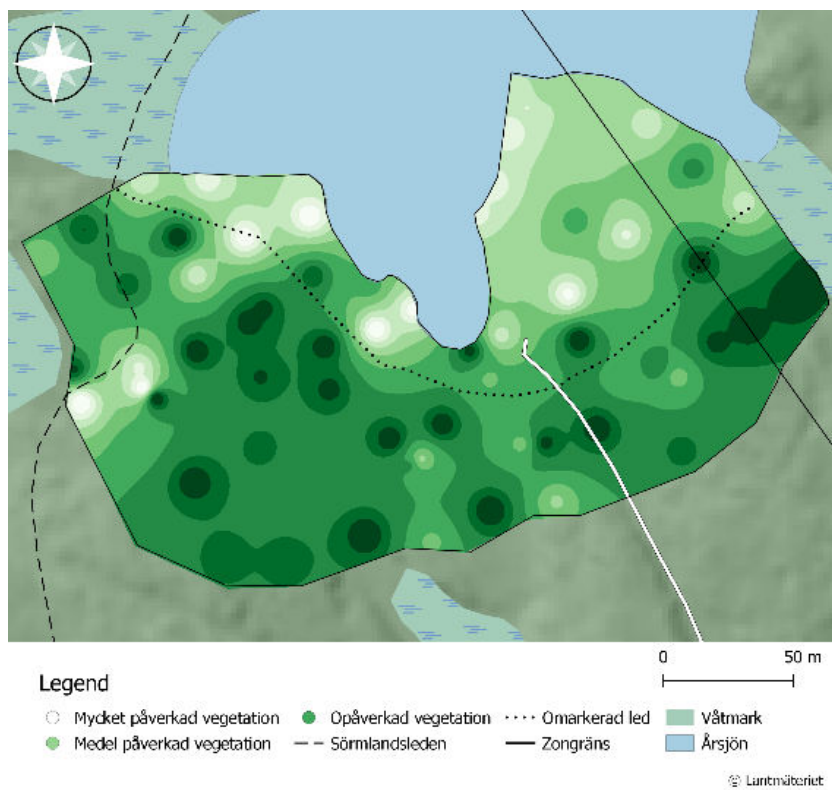
Figur 30. Godtyckliga gränser för när de olika vegetationsklasserna återfick "opåverkad" förekomst i studieområde 1. Vegetationstyperna grundas på flygbildstolkning av Runborg (2003) och övriga marktyper (Lantmäteriet 2021a) samt leder (Lantmäteriet 2021b) har hämtats från ©Lantmäteriet. De helstreckade svarta linjerna representerar zongränserna och baseras på kartbilaga 3 i Tyrestas skötselplan (Naturvårdsverket och Länsstyrelsen i Stockholms län 2017b).

Mossornas täckningsgrad varierade ganska kraftigt, vilket delvis kan förklaras av att de stundvis täcktes av annan vegetation, och att de stundvis, uppe på hällmarkerna som främst dominerades av lav och ljung, försvann helt. Rent generellt återfanns mossan i hög grad förhållandevis nära eldrastplatsen, och sågs fläckvist vara "opåverkad" omkring 50 m från eldrastplatsen (figur 30). Ca 85 m från eldrastplatsen började förekomsten av lavarna men täckningsgraden ökade först efter 100 m (ibid). Ljung hade ganska skral förekomst i hela studieområdet, den återfanns tidigt i tältplatsens nordvästra del, men ökade annars i förekomst först ca 95 m från eldrastplatsen varför gränsen också drogs där (ibid). Lingon- och blåbärsriset antog aldrig någon särskilt hög täckningsgrad men förekom sporadiskt ca 35 m från eldrastplatsen och sågs öka i täckningsgrad ca 70 m från eldrastplatsen (ibid).

4.2.2 Studieområde 2



Figur 31. Vegetationens totala täckningsgrad i respektive provyta. Vegetationstyperna grundas på flygbildstolkning av Runborg (2003) och övriga marktyper (Lantmäteriet 2021a) samt leder (Lantmäteriet 2021b) har hämtats från ©Lantmäteriet. De helstreckade svarta linjerna representerar zongränserna och baseras på kartbilaga 3 i Tyrestas skötselplan (Naturvårdsverket och Länsstyrelsen i Stockholms län 2017b).

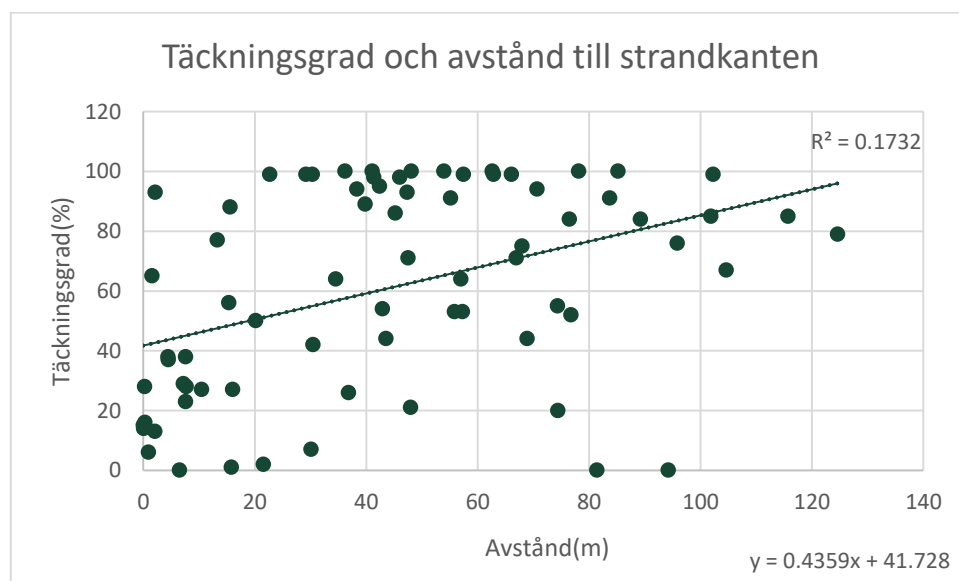


Figur 32. Interpolerad data för vegetationens totala täckningsgrad, illustrerar hur täckningsgraden kan tänkas vara fördelad i området. Vegetationstyperna grundas på flygbildstolkning av Runborg (2003) och övriga marktyper (Lantmäteriet 2021a) samt leder (Lantmäteriet 2021b) har hämtats från ©Lantmäteriet. Den terrängskuggade bakgrunden baseras på ©Lantmäteriets höjddata (2019). De helstreckade svarta linjerna representerar zongränserna och baseras på kartbilaga 3 i Tyrestas skötselplan (Naturvårdsverket och Länsstyrelsen i Stockholms län 2017b).

I studieområde 2 fanns det också flera parametrar att ta hänsyn till; strandkanten och tre olika sorters leder varav en markerad led (Sörmlandsleden), en omarkerad led och en hårdgjord, grusad led. En ganska tydlig trend kan i figur 31 & 32 observeras, att den totala täckningsgraden minskar närmare strandkanten, varför också strandkanten kan antas vara den mest avgörande parametern för täckningsgraden. Multipel regressionsanalys påvisade att både avstånd till strandkanten och avstånd till den omarkerade leden hade signifikanta samband med den totala täckningsgraden, med $p < 0.001$ och $p < 0.01$ respektive. Bäst regressionsmodell erhöles också om båda dessa två x-variabler inkluderades i analysen, med ett R^2 -värde om 0.27.

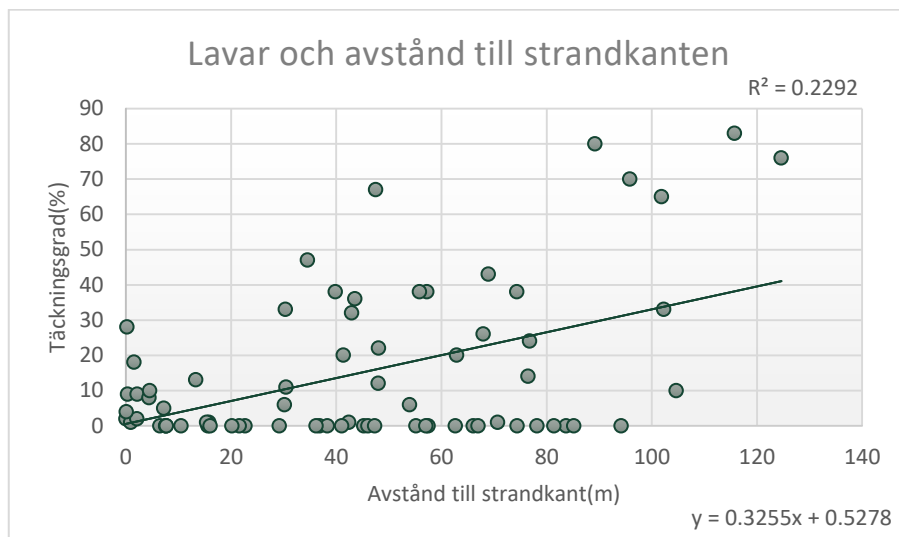
Om vegetationsklasserna studerades enskilt kunde även ett samband mellan mossornas och ljungens respektive täckningsgrad och avståndet till strandkanten samt den omarkerade leden konstateras om multipel regressionsanalys användes. Lavarnas täckningsgrad påvisade istället samband med avståndet till strandkanten och den omarkerade leden om dessa parametrar studerades som enskilda oberoende variabler. Lingonrisets täckningsgrad påvisade inga samband med parametrarna alls och blåbärrisets täckningsgrad påvisade väldigt vaga samband med Sörmlandsleden och den omarkerade leden vid multipel regressionsanalys.

Inget statistiskt samband kunde påvisas mellan den totala täckningsgraden och enbart avståndet till den omarkerade leden, med $p > 0.5$ och ett R^2 -värde om 0.0058. Den totala täckningsgraden och enbart avståndet till strandkanten påvisade dock ett statistiskt samband:



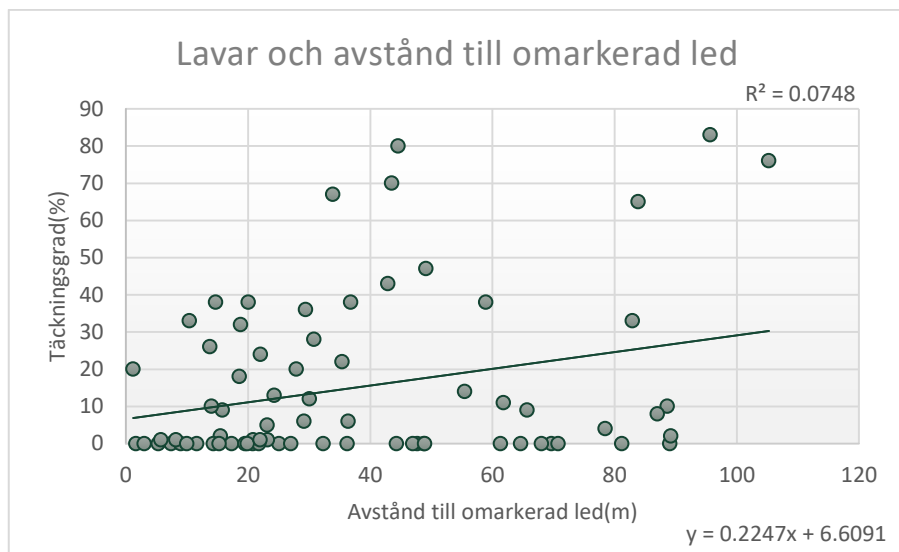
Figur 33. Den totala täckningsgraden i relation till avståndet till strandkanten har ett statistiskt signifikant samband.

Från strandkanten ökade täckningsgraden med 0.44% per meter (figur 33) och regressionsmodellen gav ett R^2 -värde om 0.17 samt var statistiskt signifikant med $p < 0.001$. Om multipel regressionsanalys gjordes för mossor sågs ett samband mellan täckningsgraden och avståndet till strandkanten samt den omarkerade leden med $p < 0.01$ för respektive och ett R^2 -värde om 0.14. Om dessa parametrar studerades som enskilda oberoende variabler påvisades dock inget statistiskt samband.



Figur 34. Lavarnas täckningsgrad i förhållande till avståndet till strandkanten.

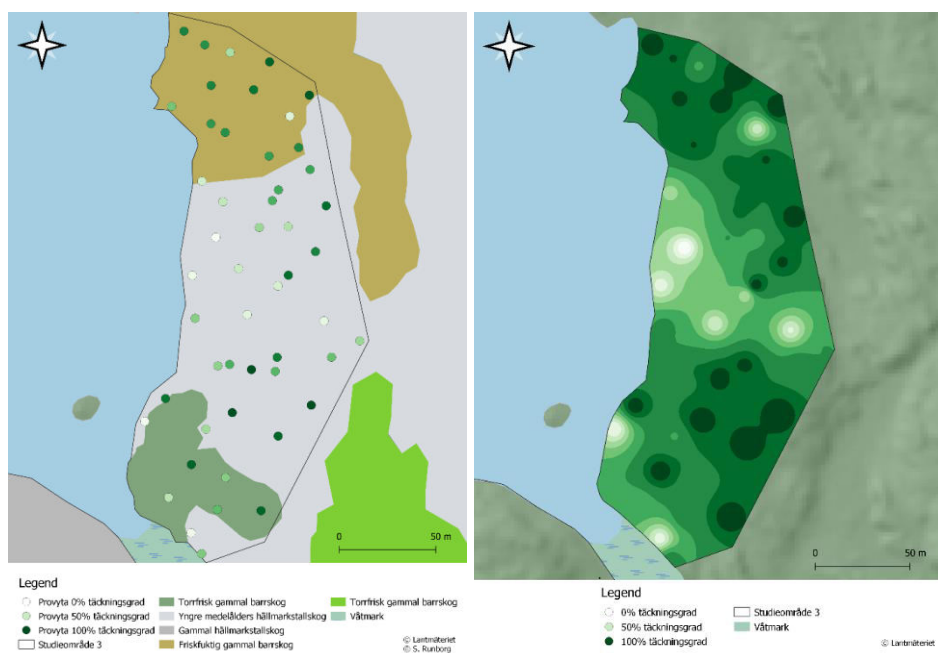
Lavarnas täckningsgrad påvisade ett samband med avstånd till strandkanten med $p < 0.001$ och ett R^2 -värde om 0.23 (figur 34) samt ett vagt samband med avstånd till den omarkerade leden med $p < 0.05$ och $R^2 = 0.07$ (figur 35). Lavarnas täckningsgrad ökade med 0.33% per meter från strandkanten och med 0.22% per meter från den omarkerade leden.



Figur 35. Lavarnas täckningsgrad i förhållande till avståndet till den omarkerade leden.

Ljungens täckningsgrad påvisade samband med avstånd till strandkanten, Sörmlandsleden och den omarkerade leden vid multipel regressionsanalys med $p < 0.05$ för respektive samt ett R^2 -värde om 0.13. Om dessa parametrar studerades som enskilda oberoende variabler påvisades dock inga samband. Även blåbärrisets täckningsgrad påvisade samband med Sörmlandsleden och den omarkerade leden vid multipel regressionsanalys, med $p < 0.05$ för respektive samt ett R^2 -värde om 0.12. Inte heller här påvisades dock några samband när parametrarna studerades som enskilda oberoende variabler. Lingonrisets täckningsgrad påvisade inga samband överhuvudtaget.

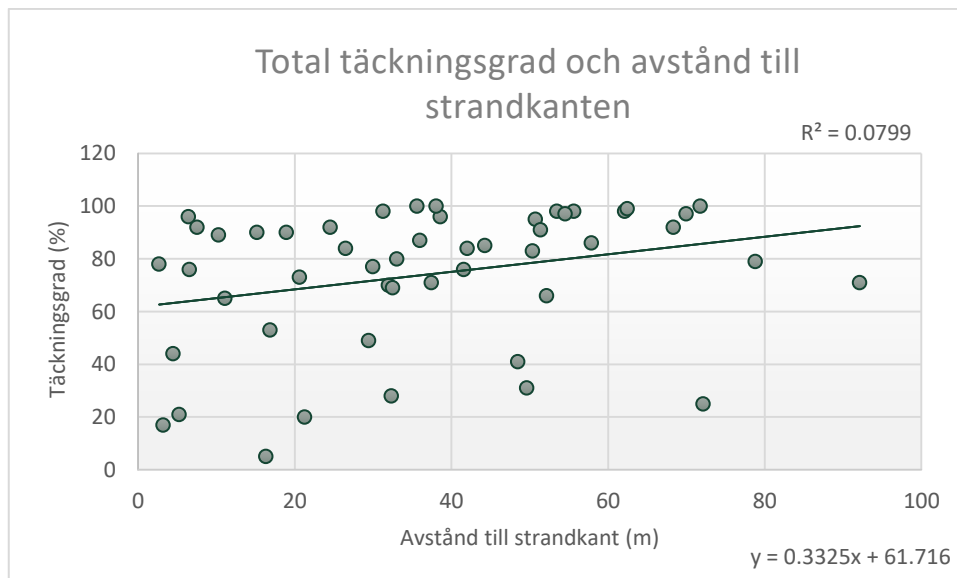
4.2.3 Studieområde 3



Figur 36. Provytorna klassificerade efter total täckningsgrad. Vegetationstyperna grundas på flygbildstolkning av Runborg (2003) och övriga marktyper (Lantmäteriet 2021a) samt leder (Lantmäteriet 2021b) har hämtats från ©Lantmäteriet.

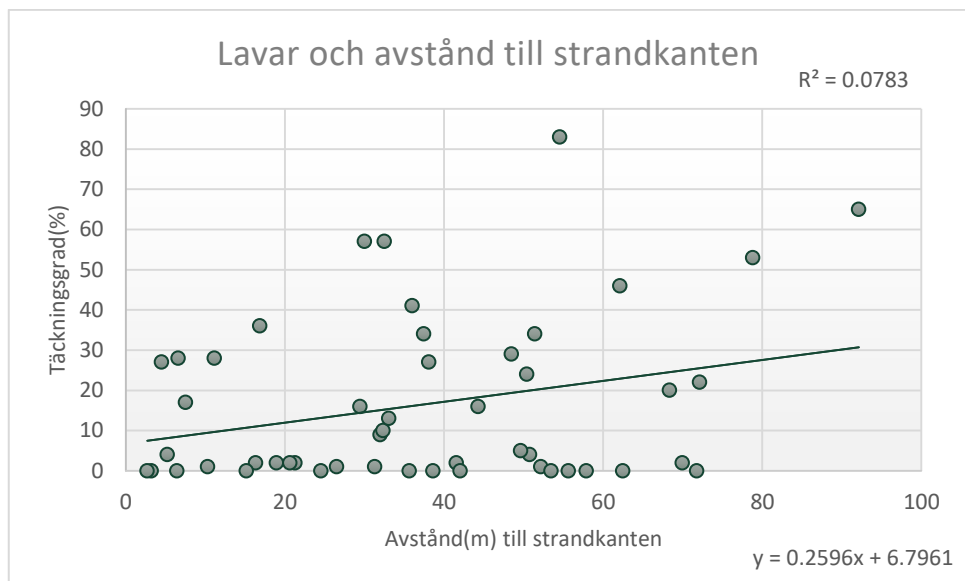
Figur 37. Interpolerad data för att ge en ungefärlig bild av hur vegetationens totala täckningsgrad kan tänkas vara fördelad inom området. Den terrängskuggade bakgrunden baseras på ©Lantmäteriets höjddata (2019). De helstreckade svarta linjerna representerar zongränserna och baseras på kartbilaga 3 i Tyrestas skötselplan (Naturvårdsverket och Länsstyrelsen i Stockholms län 2017b).

I studieområde 3 var täckningsgraden ganska spridd genom hela området (figur 36 & 37). Ett vagt samband mellan provytornas täckningsgrad och avstånd till strandkanten kan dock antydans och täckningsgraden ökade med 0.33% per meter från strandkanten (figur 38). Regressionsanalys, liksom i föregående studieområden, användes för att testa om sambandet troddes bero på en slump eller inte.



Figur 38. Vegetationens totala täckningsgrad i förhållande till avståndet till strandkanten.

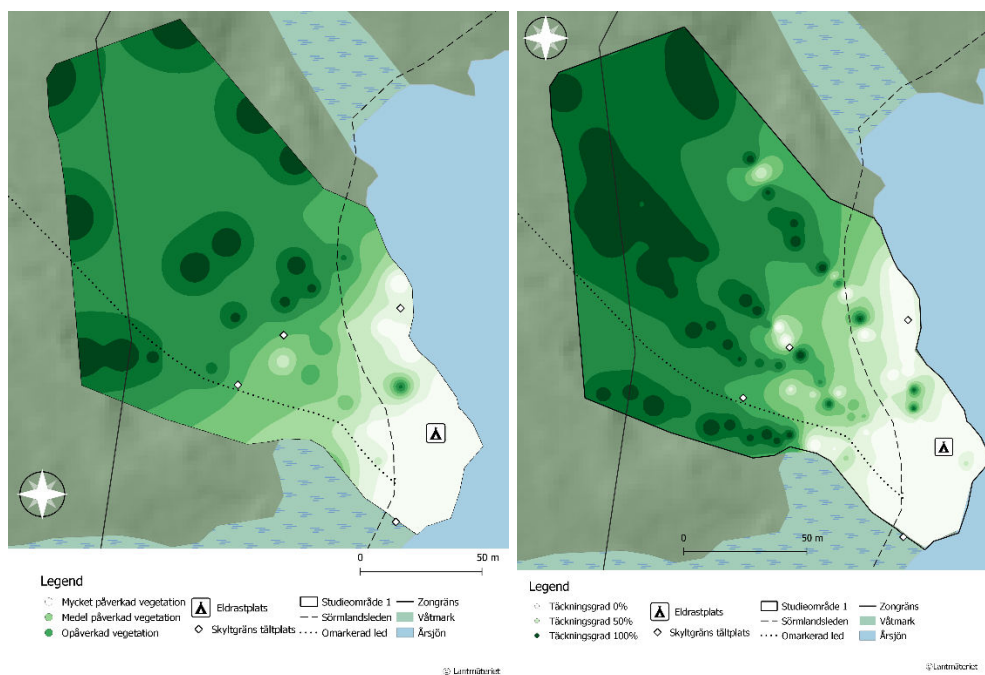
Regressionsmodellen för vegetationens totala täckningsgrad i förhållande till avståndet till strandkanten gav ett R^2 -värde om 0.08 och $p < 0.05$ (figur 38).



Figur 39. Lavarnas täckningsgrad i förhållande till avståndet till strandkanten.

Mellan lavarna som enskild klass och avståndet till strandkanten fanns det också ett statistiskt samband med $p < 0.05$ och ett R^2 -värde om 0.08 (figur 39). Lavarnas täckningsgrad ökade med 0.26% per meter från strandkanten. Mellan övriga klassers täckningsgrad, varken var och en för sig eller tillsammans, och avståndet till strandkanten påvisades inget statistiskt samband med linjär regressionsanalys.

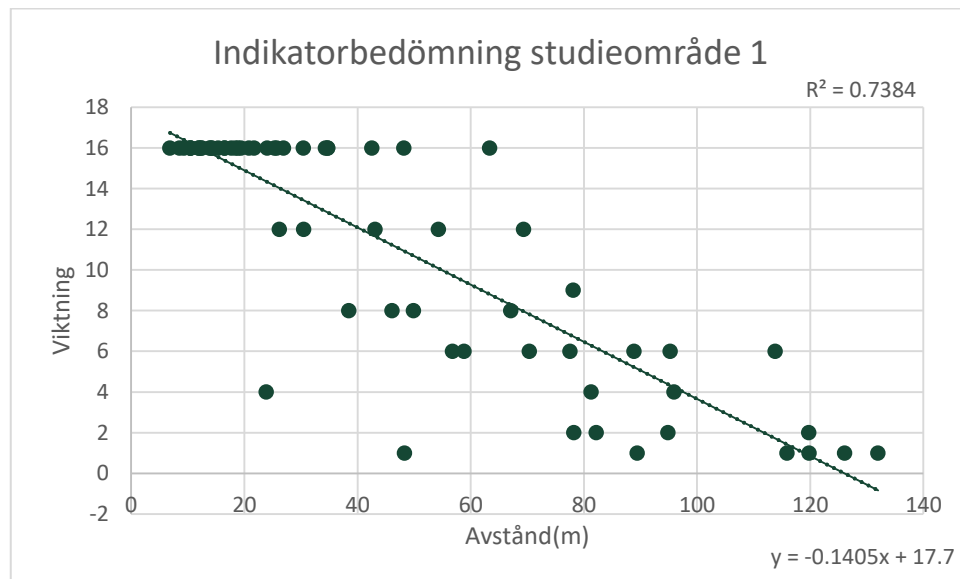
4.3. Indikator-metod



Figur 40. Interpolerat resultat enligt indikatorbedömning i studieområde 1.

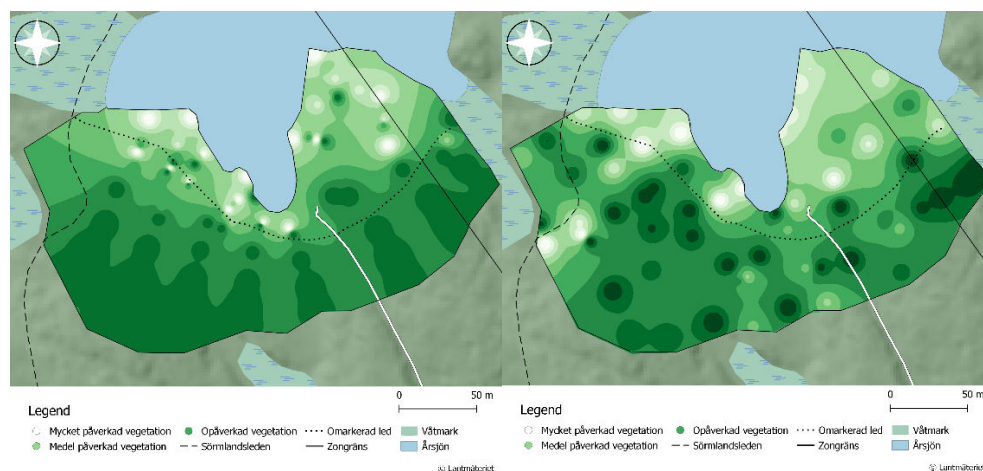
Figur 41. Interpolerat resultat enligt metoden med provytorna i studieområde 1. Lederna (Lantmäteriet 2021b) har hämtats från ©Lantmäteriet och den terrängskuggade bakgrunden baseras på ©Lantmäteriets höjddata (2019). De helstreckade svarta linjerna representerar zongränserna och baseras på kartbilaga 3 i Tyrestas skötselplan (Naturvårdsverket och Länsstyrelsen i Stockholms län 2017b).

Ovan (figur 40 & 41) illustreras en jämförelse mellan hur vegetationens täckningsgrad uppskattas vara fördelad med respektive metod i studieområde 1, indikator-metoden till vänster och metoden med provytorna till höger.



Figur 42. De viktade värdena i förhållande till avståndet från eldrastplatsen.

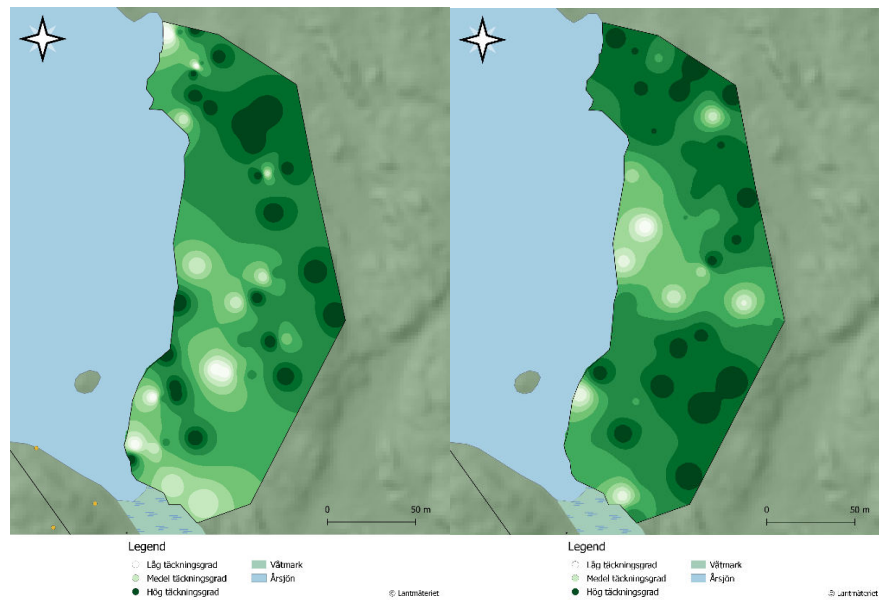
Omkring 80 m från eldrastplatsen ses vegetationen återhämta sig och rotexponeringen bli mindre, men först efter närmare 120 m bedöms marken vara opåverkad enligt indikatormetoden (figur 42).



Figur 43. Interpolerat resultat enligt indikator-metoden i studieområde 2.

Figur 44. Interpolerat resultat enligt metoden med provytorna i studieområde 2. Lederna (Lantmäteriet 2021b) har hämtats från ©Lantmäteriet och den terrängskuggade bakgrunden baseras på ©Lantmäteriets höjddata (2019). De helstreckade svarta linjerna representerar zongränserna och baseras på kartbilaga 3 i Tyrestas skötselplan (Naturvårdsverket och Länsstyrelsen i Stockholms län 2017b).

Även i studieområde 2 blev resultatet för indikatormetoden ganska likt resultatet med provytorna (figur 43 & 44). Bäst resultat relativt provytorna erhöles, för både studieområde 2 och 3, om endast täckningsgraden togs med som indikator, vilket är rimligt med tanke på att endast täckningsgraden analyserades i provytorna. Eftersom terrängen var förhållandevis platt var det enkelt att hålla en rak kurs från transekternas startpunkter.



Figur 45. Interpolerat resultat enligt indikatormetoden i studieområde 3.

Figur 46. Interpolerat resultat enligt metoden med provytorna i studieområde 3. Lederna (Lantmäteriet 2021b) har hämtats från ©Lantmäteriet och den terrängskuggade bakgrunden baseras på ©Lantmäteriets höjddata (2019). De helstreckade svarta linjerna representerar zongränserna och baseras på kartbilaga 3 i Tyrestas skötselplan (Naturvårdsverket och Länsstyrelsen i Stockholms län 2017b).

I studieområde 3 var skillnaderna mellan metoderna mer påtagliga (figur 45 & 46). På grund av den klippiga, stundvis branta terrängen var det svårare att hålla en rak kurs längs med transekterna och utförandet blev inte lika systematiskt som i de andra två studieområdena.

5. Diskussion

5.1 Diskussion av resultat

5.1.1 Studieområde 1

Som väntat och i enlighet med hypotesen är markslitaget högre där fler människor rör sig, nära tältplatsen och nära Årsjöns strandkanter. I studieområde 1 är markslitaget uppenbart och resultatet för metoden med provytorna och indikatorerna blir väldigt lika. Ur ett förvaltarperspektiv kan det räcka att använda indikator-metoden för att spara tid, alternativt att endast fastställa arean för det område med mest uttalad påverkan på vegetationen, antingen genom "the radial transect method" eller genom att ringa in området med GPS, för att få en tillräcklig bild av slitagets omfattning. Slitaget håller sig hyfsat väl, med undantag för fläckvisa partier, inom skyltgränserna för tältplatsen, vilket talar för att skyltarna gör nytta och att besökare i detta avseende respekterar förvaltningens regler.

Multipel regressionsanalys påvisade ett samband mellan täckningsgraden och avstånd till strandkanten samt avstånd till eldrastplatsen. Dessa korrelerar givetvis eftersom eldrastplatsen ligger nära strandkanten och det blir därmed svårt att säga vilken parameter som påverkar mest, även om eldrastplatsen gav en aning bättre regressionsmodell (figur 28 & 29). Eftersom Sörmlandsledens geografiska position, hämtad från Lantmäteriet, inte riktigt stämmer (Sörmlandsleden går egentligen närmare vattnet och den norra skyltgränsen) finns sannolikt också ett starkare samband mellan täckningsgraden och Sörmlandsleden än vad som kunde påvisas i regressionsanalysen. (Detta skulle kunna korrigeras för genom att ange nya koordinater för Sörmlandsleden ute i fält.)

Vidare studerades i vilken ordning de olika vegetationsklasserna återfick sin naturliga täckningsgrad i studieområde 1. Viktigt att understryka här är att samtliga klasser bedöms ha låg tolerans mot tramp, och att det därmed var deras inbördes relativa tolerans som studerades. Mossorna var den klass som sågs öka snabbast i täckningsgrad i studieområde 1 (figur 30). Mossorna i provrutorna artidentifierades inte men rent allmänt observerades mycket husmossa samt inslag av väggmossa, vitmossor och björnmossa. Eftersom mossornas tolerans mot tramp har visat sig vara väldigt artberoende (Studlar 1980; Jägerbrand & Alatalo 2015, Runnström & Ólafsdóttir et al. 2019) skulle detta kunna indikera att dessa mossor har relativt hög tolerans. Den enda av dessa mossor som har påvisats ha hög tolerans är dock björnmossa, möjligen tack vare sina tåliga stammar och relativt skyddade meristem (Studlar 1980:311). Övriga arter som observerades har istället påvisats ha låg tolerans (Kellomäki & Saastamoinen 1975:13; Studlar 1980; Hamberg et al 2008; Hamberg et al 2010). I studier som har påvisat detta

har dock även arter med generellt hög tolerans, såsom olika slags gräs (ibid), ingått varför det ändå kan tänkas att dessa mossor har högre tolerans relativt övriga klasser i denna studie. Detta är dock en slutsats som bör uttryckas med försiktighet eftersom det inte innebär att de i sin helhet har hög tolerans.

En möjlig anledning till att vissa mossor är toleranta mot tramp har föreslagits vara att de rent generellt frodas på karga platser med svåra förhållanden, där de har konkurrensmässiga fördelar gentemot kärlväxter (Slack 1977; Studlar 1980:311). Om trampkänsliga kärlväxter trängs ut kan det således ge bättre chanser för vissa mossor att gro. Eftersom mossor saknar rötter och istället tar upp vatten och näringsämnen direkt via bladen har det också föreslagits att de inte påverkas av eventuell jordkompaktering i samma grad som kärlväxter gör (Jägerbrand & Alatalo 2015:7). Jordkompaktering kan dessutom leda till att vattentillgången för mossor blir godare i samband med ökad ytavrinning (ibid). Å andra sidan har det även föreslagits att deras avsaknad av rötter leder till sämre tolerans för tramp, i synnerhet för de arter som även saknar rhizoider, eftersom de då saknar förankring i marken och lättare slits bort samt eftersom näringsupptaget i regel blir långsammare vilket således gör återhämtningsförmågan sämre (Hamberg et al. 2008).

En mossa som ex. har påvisats vara väldigt känslig mot tramp är en art av vitmossa (*Sphagnum Recurvum*), sannolikt på grund av att denna saknar rhizoider och istället för att vara förankrad i marken vilar på förra säsongens delvis nedbrutna biomassa (Studlar 1980:312). De många döda cellerna som ingår i mossans blad och stammar tros också utgöra en svag länk för motståndskraften (ibid). Att inslag av vitmossor, som är väldigt vanligt förekommande i Tyresta, sågs vid tältplatsen bör därför inte nödvändigtvis ses som en indikation på att den har relativt hög tolerans utan kan tvärtom indikera en låg tolerans – eftersom de inte hade högre förekomst. Det senare förefaller kanske mer rimligt med tanke på tidigare studier (ibid). Givetvis måste mossorna artidentifieras mer systematiskt för att närmare uttala sig om olika arters tolerans för tramp. Kontrollerade försök med olika antal passager på marktäcket behöver också utföras för att kunna sätta de olika vegetationsklassernas sårbarhet i mer direkt relation till tramp, eftersom många andra miljöfaktorer kan inverka.

Ljung, lingon och blåbär hade ganska sparsam förekomst genom hela studieområdet men ökade i täckningsgrad först efter mossorna. Generellt sett har dvärgbuskar låg tolerans – som en funktion av låg resiliens – eftersom de, till skillnad från många örter som förnyas varje säsong, växer långsamt och ackumulerar skador över tid, och eftersom knopparna blir mer exponerade för tramp en bit upp från marken än vad knoppar intill marken blir (Cole 1995b; Hammit & Cole 1998:58; Hamberg et al 2008:92). Lingonen och blåbärens täckningsgrad ökade ungefär samtidigt och bedömdes därmed vara ungefär lika känsliga för tramp. Av lingon och blåbär så har blåbär föreslagits ha lägre resistans mot tramp på grund av sina sköra, tunna blad mot för lingonens fetare, tåligare blad (Kellomäki & Saastamoinen 1975:11,13; Hamberg et al 2008:92). Lingon förvarar dock mer näringsämnen i bladen, istället för under jorden som blåbär i högre grad gör, vilket kan göra dem mer sårbara för långvarigt tramp (Hamberg et al:92). Lingon har därför sannolikt högre resistans mot tramp än blåbär, medan blåbär möjligen skulle kunna ha högre resiliens. Ljung har tidigare

påvisats vara känslig mot tramp (Kellomäki & Saastamoinen 1975) och ökade i täckningsgrad efter lingon och blåbär. Detta skulle möjligen kunna förklaras av dess vedartade struktur som har setts vara en direkt avgörande faktor för en minskad resiliens, eftersom skador på dessa är tids- och resurskrävande att återhämta sig från (Cole 1995b:223). Ljungens förekomst var dock så skral att mer omfattande studier, med fler observationer, skulle behöva göras för att utesluta andra påverkande miljöfaktorer.

Lavarna krävde längst avstånd från eldrastplatsen för att återfinnas på platsen, vilket indikerar att de sannolikt är känsligast för tramp, i enlighet med vad tidigare studier har påvisat (Kellomäki & Saastamoinen 1975; Bayfield, Urquhart & Cooper 1981; Jägerbrand & Alatalo 2015; Rawat et al. 2021). Att lavarna inte har återfått full täckningsgrad förrän omkring 100 m från eldrastplatsens centrum förefaller heller inte orimligt med tanke på en tidigare studie på specifikt *Cladonia*-lavar som påvisade påverkan på *Cladonia*-lavarna även 50 m bort från kanterna på de mest populära lederna (Bayfield, Urquhart & Cooper 1981). Detta beror sannolikt på att de både har låg resistans (eftersom deras sköra struktur lätt tar skada av tramp) och låg resiliens (eftersom deras återhämtningsförmåga är så långsam) (ibid). Vidare sågs lavarnas täckningsgrad korrelera ganska väl med den totala täckningsgraden vilket bör tala för att de utgör en viktig huvudkomponent för marktäckesvegetationen i den här typen av natur. Vid kanalisering av besökare och planering av nya leddragningar kan det vara bra att ha de olika vegetationstypernas tolerans i åtanke, i synnerhet lavarnas låga tolerans.

5.1.2 Studieområde 2

Även i studieområde 2 sågs en statistiskt signifikant effekt på markvegetationen av att fler människor rör sig nära vattnet (figur 33). Med ett R^2 -värde om 0.17 kan dock regressionsmodellens lämplighet, och därmed också signifikansen, ifrågasättas. Bäst regressionsmodell med ett R^2 -värde om 0.27 erhöles om multipel regressionsanalys med två oberoende variabler, avståndet till strandkanten och avståndet till den ommarkerade leden, gjordes. Dessa variabler har rimligen en stark korrelation till varandra på grund av deras närliggande geografiska positioner.

Lavarna var den enda klassen som enskilt påvisade ett statistiskt signifikant samband mellan täckningsgraden och avståndet till strandkanten i studieområde 2 (figur 34). Lavarnas täckningsgrad påvisade också ett samband till den ommarkerade leden men för detta samband var R^2 -värdet så lågt, endast 0.07 (figur 35), att det är svårt att dra några slutsatser från. Med tanke på lavarnas sårbarhet är det dock inte orimligt att tro att ett samband finns. Mossorna påvisade ett samband med avståndet till strandkanten och den ommarkerade leden vid multipel regression men inte till dem som enskilda oberoende variabler. Eftersom den ommarkerade leden går nära strandkanten ger de två variablerna tillsammans sannolikt en förstärkande korrelerande effekt som inte var tillräcklig när variablerna studerades enskilt. Detsamma kan gälla ljungens samband med strandkanten, Sörmlandsleden och den ommarkerade leden vid multipel regressionsanalys samt blåbärrisets samband med Sörmlandsleden och den

omarkerade leden. Att nämna är dock att R^2 -värdena var låga även här, varför de statistiska sambanden kan ifrågasättas. Lingon påvisade inga samband med någon oberoende variabel alls vilket skulle kunna bekräfta att de är förhållandevis resistenta mot tramp.

Indikator-metoden fungerade förhållandevis bra även i studieområde 2 även om resultatet blev något mer generaliserat. För snabb tillsyn i fält kan det vara en lämplig metod att använda för att ändå kunna systematisera och dokumentera de observationer som görs. Att endast använda täckningsgraden som indikator fungerar i sin tur bra, men rotexponering kan inkluderas om en indikator på erosion önskas också.

5.1.3 Studieområde 3

I studieområde 3 sågs fläckvisa partier med barmark men frågan är om det är tillräckligt för att vara signifikant för området. Ett samband påvisades (figur 38) men med ett R^2 -värde om endast 0.08 går det återigen att ifrågasätta regressionsmodellens pålitlighet. En möjlig slutsats i studieområde 3 vore att markslitaget inte är signifikant, en annan vore att markslitaget är mer spritt genom området och att det därför blir svårt att dra en slutsats genom att endast sätta täckningsgraden i förhållande till avståndet till strandkanten. Tre informella leder som observerades löpa genom området, liksom andra observationer, bekräftar att slitaget inte endast är koncentrerat till strandkanten. Övergripande observationer talar dock för att området i sin helhet är relativt opåverkat och det förefaller därför inte orimligt att tro att en statistiskt signifikant effekt inte är särskilt stor. Troligen spelar två avgörande faktorer in för det minskade slitaget i studieområde 3 mot för i studieområde 2: Dels det ökade avståndet till Sörmlandsleden respektive eldrastplatsen, dels våtmarken som måste överkommas och därmed fungerar som en naturlig buffert för området. Den enda enskilda vegetationsklass som påvisade ett samband med avståndet till strandkanten i studieområde 3 var lavarna (figur 39), också här med ett R^2 -värde om 0.08. Med lavarnas låga tolerans och mönstret i föregående studieområden i åtanke kan detta möjligen indikera deras sårbarhet för tramp, men regressionsmodellens pålitlighet är återigen väldigt osäker och signifikansen kan inte säkert ställas.

I sin helhet bör resultatet kunna tolkas som att lavarna skulle göra sig bra som indikatorer, åtminstone i den här typen av hållmarksdominerande miljö, då lavarnas täckningsgrad verkar ge tidiga indikationer på slitage samt spela en avgörande roll för den totala täckningsgraden. Detta skulle i så fall med fördel kunna utnyttjas av förvaltningen för att förenkla arbetet med övervakning ytterligare.

I studieområde 3 skiljer sig indikator-metoden mer från metoden med provytorna än i studieområde 1 och 2. I vissa fall fick slitaget bättre representation i indikator-metoden (eftersom inga provytor slumpades ut på dessa påverkade områden), i andra sämre (eftersom de påverkade ytorna måste ha missats eller generaliserats till att ha en högre täckningsgrad). Den branta, kuperade terrängen försvårade för ett systematiskt arbete vilket sannolikt påverkade resultatet.

Utförandet hade troligen underlättats om hela transekterna ritats ut i förväg i GIS, och inte enbart markerats med startpunkter. Vidare talar saknaden av vissa partier med slitage i metoden med provytorna för att fler provytor kanske hade behövts för att ge bättre representation av området.

5.2 Eventuella felkällor

Eftersom tidigare data att jämföra med saknades grundades den här studien i antagandet att markvegetationens täckningsgrad i en lokal med mer slitage alltid är lägre än i en lokal med mindre slitage. Detta stämmer troligtvis förhållandevis bra i låglänt skogsterräng men riskerar att bli problematiskt i hållmarksdominerande terräng eftersom hållmarkerna naturligt varierar i täckningsgrad. En håll med 30% täckningsgrad kan således vara mer opåverkad av besöksstryck än ett skogsparti med den dubbla täckningsgraden. Ett sätt att korrigera för detta vore att analysera provytorna enskilt inom respektive naturtyp. Den befintliga vegetationskartan är visserligen inte tillräckligt detaljerad för detta, men istället skulle provytorna i respektive studieområde kunna delas in manuellt utefter om de bedöms vara tagna på skogsmark eller hållmark. Detta kunde därmed vara ett sätt att förbättra underlaget för den statistiska analysen. Samtidigt kan en håll med 30% täckningsgrad vara orörd och en annan med 30% täckningsgrad vara väldigt påverkad. Detta kan ge missvisande resultat om att marken framstår som mer påverkad än den nödvändigtvis är, eftersom en lägre täckningsgrad inte nödvändigtvis är en effekt av tramp. Det bästa därför vore att jämföra hur täckningsgraden i området förändras över tid, snarare än hur täckningsgraden varierar idag. Förhoppningsvis kan den här studien lägga en grund för detta och användas som referens för framtida studier.

Vidare kan vegetationen givetvis vara påverkad och ändå uppvisa omkring hundraprocentig täckningsgrad. Det här riskerar att ge ett missvisande resultat åt andra hållet istället, att marken förefaller vara mindre påverkad än vad den faktiskt är. Vid flera tillfällen togs provrutor med närmare 100% täckningsgrad, som uppenbart var påverkade. Detta tog sig främst uttryck genom att vegetationen var tillplattad, skadad och lägre än omgivande vegetation. Ett sätt att kompensera för detta vore att också mäta vegetationens högsta höjd inom varje provruta, men den extra tiden det innebär måste i så fall ställas mot hur viktigt det anses vara att även ta vegetationens höjd i beaktande. Om oro exempelvis finns för en specifik arts eller växtsamhälles välbefinnande kan det vara värt den extra tiden (Growcock 2006:15). Om oro främst handlar om erosion är detta kanske dock inte nödvändigt, eftersom erosion i första hand sker till följd av en minskad täckningsgrad (ibid:13). Höjden på vegetationen kan dock oavsett vara en god tidig indikator på att slitage sker (ibid:15).

En potentiell felkälla vid bildanalysen är att bilderna eventuellt inte bedömdes helt korrekt i Sample Point när förna inte togs med som en egen klass. Framför allt kan detta leda till inkonsekventa resultat om olika personer tolkar underlaget under förnan olika. Detta bedöms dock vara en mindre felkälla i sammanhanget

och bör kunna kompenseras för genom tydliga riktlinjer och exempelbilder för utövaren. En nackdel med Sample Point, eller rent generellt med att analysera bilder digitalt, mot för att exempelvis använda en punktram, är att täckningsgraden i endast ett skikt fås med. Eftersom en del av den här studien innebar att undersöka olika vegetationsklassers sårbarhet för tramp, hade en punktram varit att föredra för att kunna erhålla en täckningsgrad över 100% och på så sätt ge bättre representation för de olika klasserna. Detta bedöms dock inte heller ha någon större inverkan på studien eftersom markvegetationen ofta bestod av endast ett skikt, men resultatet för mossor och lavar påverkades troligen i viss mån av detta. Tiden Sample Point sparade mot för att använda en punktram kan dock rimligen anses väga över detta.

5.3 Att kontextualisera markslitage: Vad är en acceptabel nivå?

Ett statistiskt signifikant markslitage kan konstateras i åtminstone studieområde 1 och 2, men detta säger inte så mycket varken ur ett biologiskt perspektiv eller ett besökarperspektiv utan att sätta det i ett sammanhang. Från ett biologiskt perspektiv kan det konstateras att signifikant påverkan på vegetationen och sannolikt också jordmånen finns på platser där slitage förekommer, men är påverkan signifikant på landskapsnivå? Studieområdena utgör trots allt endast en väldigt liten del av Tyresta nationalpark, och sannolikt innebär därför slitagets omfattning ingen större fara för nationalparken som helhet. Detta förutsätter dock givetvis att markvegetationen i resten av nationalparken är övervägande orörd. Samtidigt menar vissa forskare på att även om de utsatta områdena är små så är påverkan så intensiv att mer storskaliga konsekvenser inte kan uteslutas (Hammit & Cole 1998). Exakt vilka konsekvenser slitaget får på ekosystemet är dock inte helt känt och något som skulle behöva studeras ytterligare (ibid). En vanlig tänkbar konsekvens är erosion (Arocena et al. 2006) vilket i sin tur påverkar närliggande vattendrag och sjöar. Detta har fått förödande konsekvenser på sina håll i landet, som exempelvis i fallet med Blanktjärn i Jämtland (Lundin 2019; Nilsson. 2021; Selander 2021) men eftersom Årsjöns vatten bedöms ha låga naturvärden (Grundsten 2001:95) är detta kanske inget skäl till oro vid specifikt Årsjön.

Den sannolikt viktigaste effekten av tramp att belysa vid Årsjön är påverkan på lavarna, som utgör en viktig del av Tyrestas ekosystem och av Tyrestas unika karaktär. Eftersom antalet lavararter i Tyresta är okänt, i kombination med att lavarna är tämligen känsliga för tramp och i andra studier har påvisats minska i artrikedom till följd av tramp (Bayfield, Urquhart & Cooper 1981; Jägerbrand & Alatalo 2015; Rawat et al. 2021), vore det angeläget att artidentifiera lavarna i området. Detta både för att tillgodogöra en bild av vilka arter som finns idag och för att kunna utvärdera hur slitaget påverkar artrikedomen och artsammansättningen.

Med hänvisning till besökarundersökningen som utfördes 2020, och förutsatt att markslitage inte ökat markant sedan dess, kan det konstateras att den genomsnittlige besökaren i Tyresta finner dagens nivå av slitage acceptabelt. Endast 13% av de tillfrågade uttryckte missnöje över slitaget. Detta går också i linje med undersökningar som gjorts på andra håll (Hammit & Cole 1998:12), där slitage sällan är något som noteras av besökaren eller värderas högt för den genomgående besökarupplevelsen. Ett sätt att ta reda på hur mycket slitage besökarna tolererar är att genom en enkät låta dem gradera bilder med olika nivåer av slitage (ibid; Manning et al.1995:28), en sådan enkät skulle kunna tas fram även för Tyresta. Med Tyrestas två zoner i åtanke, med olika grader av tillrättaläggning och olika formulerade mål för besöksupplevelsen, är det vidare rimligt att acceptera en högre nivå av markslitage i studieområde 1 och 2 än i studieområde 3. Givetvis måste det också accepteras att marktäckesvegetationen är väldigt påverkad på tältplatsen med tanke på dess syfte, men det är viktigt att följa upp utvecklingen för att säkerställa att slitaget fortsatt håller sig övervägande del inom skyltgränserna.

Ett tröskelvärde för Årsjöns omgivningar skulle kunna formuleras som antalet besökare markerna förmår bära innan slitaget når en viss grad. Eftersom besöksdata för Årsjön saknas blir det dock svårt att dra några slutsatser om hur många besökare markerna i Årsjöns omgivningar tål. Ett sätt att uppskatta detta kunde vara, i enlighet med studier som har utförts tidigare (Cole & Bayfield 1993b; Studlar 1980; Runnström & Ólafsdóttir 2019) att genomföra kontrollerade försök med olika antal passager på naturtyper som kan representera dem i Tyresta, exempelvis hällmarkerna. Ett annat sätt att formulera tröskelvärdet kunde vara att uttrycka det som en geografisk gräns, med fördel i GIS. Exempelvis att ”slitage är tolererbart max 50 m från strandkanten i studieområde 2 och max 100 m från eldrastplatsen i studieområde 1”. För eldrastplatsen faller sig gränsdragningen naturlig men för övriga platser är det svårt att spekulera i exakt vart gränserna skall dras med den information som finns tillgänglig idag. Mer kunskap om hur ekologin påverkas behövs, och kanske i synnerhet hur lavarnas sammansättning påverkas, liksom kunskap om hur mycket slitage som tolereras av besökare.

5.4 Slutsatser

Markslitage är uttalat på tältplatsen i studieområde 1, men håller sig övervägande del inom skyltgränserna för tältning. Detta slitage får kanske därför anses vara acceptabelt med tanke på vilken funktion platsen fyller. Markslitage är ganska omfattande även i studieområde 2, men inte särskilt uttalat i studieområde 3, vilket förhåller sig ganska väl med Tyrestas riktlinjer för de olika zonerna och våtmarken fungerar troligtvis som en naturlig buffert mellan dem. Det är viktigt att slitaget följs upp för att säkerställa att det inte eskalerar för mycket.

Hypotesen om att markslitage är högre närmare tältplatsen och strandkanterna bekräftas därmed, åtminstone i studieområde 1 och 2. Resultatet talar också för att hypotesen om att lavarna är känsligast för tramp stämmer. Detta skulle därför,

som tidigare studier föreslagit, kunna göra dem till bra indikatorarter för tramp, vilket i sin tur skulle kunna förenkla mätmetoderna för slitage ytterligare. Övriga typer av vegetation är svårare att uttala sig om eftersom skillnaderna mellan dessa var mindre påtagliga, men den inbördes toleransen är möjligen högre hos vissa mossor och lingon än hos blåbär och ljung. Mer omfattande och kontrollerade studier behövs dock för att dra välgrundade slutsatser om detta.

Mätmetoden med slumpade provytor och digital bildanalys bedöms fungera väl för att undersöka potentiellt markslitage, men punktram kan övervägas om tiden och resurserna finns och hänsyn till olika naturtyper bör tas i vidare utsträckning. Antalet provytor kan eventuellt justeras för bättre representation. I områden med ett uttalat och avgränsat slitage, som i fallet med tältplatsen, kan däremot enklare mätmetoder vara tillräckliga för att spara tid och resurser. Även i områden med mer utspritt slitage kan enklare metoder fungera för snabb tillsyn även om provytor troligtvis ger ett mer korrekt resultat. För att säkerställa att arbetet ändå sker systematiskt kan det i så fall vara en god idé att rita ut transekterna i förväg i GIS, särskilt i områden med kuperad terräng.

Avslutningsvis skrapade den här studien endast på ytan och mer kunskap om markslitaget konsekvenser i Tyresta behövs, i synnerhet om hur olika arter av lavar och mossor tolererar tramp. Förhoppningsvis kan arbetet ändå lägga en grund för framtida studier att ta avstamp ifrån och bidra till den fortsatta utvecklingen av metoder samt uppmuntra till implementeringen av GIS i arbetet.

6. Referenser

- Arocena, J.M., Nepal, S.K. & Rutherford, M. 2006. Visitor-induced changes in the chemical composition of soils in backcountry areas of Mt Robson Provincial Park, British Columbia, Canada. *Journal of environmental management*. 79(1) 10-19 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.05.008>
- Bayfield, N.G., Urquhart, U.H. & S.M. Cooper 1981. Sustainability of four species of *Cladonia* to disturbance by trampling in the Cairngorm mountains, Scotland. *Journal of applied ecology*. 18. 303-310. <https://doi.org/10.2307/2402497>
- Bernhardt-Römermann, M.B. et al. 2011. Functional traits and local environment predict vegetation responses to disturbance: a pan-European multi-site experiment. *Journal of ecology*. 99(3). 777-787. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01794.x>
- Booth, D.T., Cox, S.E. & Berryman, R.D. 2006. Point sampling digital imagery with 'Samplepoint'. *Environmental monitoring and assessment*. 123. 97-108. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9164-7>
- Booth, D.T. SE Cox & Berryman, R.D. Sample Point (1.60) [programvara]. <https://www.samplepoint.org/> [2022-05-27]
- Burden, R.F. & Randerson, P.F. 1972. Quantitative studies of the effects of human trampling on vegetation as an aid to the management of semi-natural areas. *Journal of applied ecology*. 9(2). 439-457. <https://doi.org/10.2307/2402445>
- Charlier, J. et al. 2020. Using open-source software and digital imagery to efficiently and objectively quantify cover density of an invasive alien plant species. *Journal of environmental management*. 266. 110519. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110519>
- Cole, David N. 1990. Some principles to guide wilderness campsite management. In: Lime, David W., ed. *Managing America's enduring wilderness resource: Proceedings of the Conference*; Minneapolis, Minnesota; September 11-17, 1989. St. Paul, MN: University of Minnesota, Tourism Center; Minnesota Extension Service; Minnesota Agricultural Experiment Station. 181-187. Some principles to guide wilderness campsite management | Publications | SRS (usda.gov) [2022-05-27]
- Cole, David N. 1993a. Minimizing conflict between recreation and nature conservation. In: Smith, D. S.; Hellmund, P. C., eds. *Ecology of greenways: design and function of linear conservation areas*. Minneapolis, MN: Univ. of Minnesota 105-122. Minimizing conflict between recreation and nature conservation | Treesearch (usda.gov) [2022-05-27]
- Cole, D.N. & Bayfield, N. G. 1993b. Recreational trampling of vegetation: standard experimental procedures. *Biological conservation*. 63(3). 209-215. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(93\)90714-C](https://doi.org/10.1016/0006-3207(93)90714-C)
- Cole, D.N. 1995a. Disturbance of natural vegetation by camping: Experimental applications of low-level stress. *Environmental management*. 19(3). 405-416 [DOI:10.1007/BF02471982](https://doi.org/10.1007/BF02471982)

- Cole, D.N. 1995b. Experimental trampling of vegetation. II. Predictors of resistance and resilience. *Journal of applied ecology*. 32. 215-224. <https://doi.org/10.2307/2404430>
- Crisfield, V.E., Macdonald S.E. & Gould, A.J. 2018. Effects of recreational traffic on plant communities in the northern Canadian Rockies. *Arctic, Antarctic and alpine research*. 44(3). 277-287. <https://doi.org/10.1657/1938-4246-44.3.277>
- D'Antonio, A.L. 2010. Recreation Resource Impacts in the Bear Lake Road Corridor of Rocky Mountain National Park, Colorado, USA: An Assessment of Resource Conditions and Visitor Perceptions. Utah State University. Environment and society. <https://irma.nps.gov/DataStore/DownloadFile/442922> [2022-05-27]
- Dumitrascu, M. et al. 2010. Trampling effects on plant species morphology. *Plant biology*. 55(2). 89-96. <https://www.ibiol.ro/plant/volume%2055/art203.pdf> [2022-05-27]
- Eriksson, G. 1998. Naturinventering 1998. (Serie rapportnummer). Tyresö: Hälso och miljövårdsnämnden. <https://studylibsv.com/doc/967676/naturinventering-1998>
- Glidden, N. 2005. Impact indicators and methodology for wilderness campsite inventory and monitoring. <https://winapps.umn.edu/winapps/media2/wilderness/toolboxes/documents/recsite-monitor/Dixie%20NF%20Impact%20Indicators%20and%20Methodology.pdf> [2022-05-27]
- Growcock, A.J.W. 2006. Impacts of camping and trampling on Australian alpine and subalpine vegetation and soils. Griffith University. School of environmental and applied science. <https://doi.org/10.25904/1912/1375>
- Grundsten, C. 2001. Första upplagan. *Nationalparken nära Stockholm: Tyresta*. Örebro: Naturvårdsverket förlag.
- Hammit, W.E. & Cole, D.N. 1998. Wildland Recreation: Ecology and Management. 2. USA: John Wiley & Sons Inc.
- Hansen, A.S., Beery, T., Fredman, P. & Wolf-Watz, D. 2021. Outdoor recreation in Sweden during and after the Covid-19 pandemic – management and policy implications. *Journal of environmental planning and management*. <https://doi.org/10.1080/09640568.2022.2029736>
- Hamberg, L., Lehvävirta, S., Malmivaara-Lämsä, M., Rita, H. & Kotze, D.J. 2008. The effects of habitat edges and trampling on understorey vegetation in urban forests in Helsinki, Finland. *Applied vegetation science*. 11. 81-96 doi: [10.3170/2007-7-18428](https://doi.org/10.3170/2007-7-18428)
- Hamberg, L., Malmivaara-Lämsä, M., Lehvävirta, S., O'Hara, R.B. & Kotze, D.J. 2010. Quantifying the effects of trampling and habitat edges on forest understorey vegetation – A field experiment. *Journal of environmental management*. 91. 1811-1820. [doi:10.1016/j.jenvman.2010.04.003](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.04.003)
- Harper, J.L., Williams, J.T. & Sagar, G.R. 1965. The behaviour of seeds in soil I. The heterogeneity of soil surfaces and its role in determining the establishment of plants from seeds. *Journal of Ecology*, 53. 273-286. <https://doi.org/10.2307/2257975>

- IVUMC (Interagency Visitor Use Management Council). 2019. *Monitoring Guidebook: Evaluating Effectiveness of Visitor Use Management*. Denver, CO.
<https://visitorusemanagement.nps.gov/VUM/Framework> [2022-05-27]
- Jägerbrand, A.K. & Alatalo, J.M. 2015. Effects of human trampling on abundance and diversity of vascular plants, bryophytes and lichens in alpine heath vegetation, Northern Sweden. 95.
<https://doi.org/10.1186/s40064-015-0876-z>
- Kellomäki, S. & Saastamoinen, V.L. 1975. Trampling tolerance of forest vegetation. *Acta Forestalia Fennica*. 147(147).
 6-22. DOI: [10.14214/aff.7581](https://doi.org/10.14214/aff.7581)
- Landshypotek 2020. Resultat av ny Novus-undersökning: *Sex av tio svenskar kommer att spendera semestern i permanentbostaden*. Landshypotek bank.
<https://www.landshypotek.se/om-landshypotek/press-nyheter/pressmeddelanden/2020/resultat-av-ny-novus-undersokning-sex-av-tio-svenskar-kommer-att-spendera-semestern-i-permanentbostaden/> [2022-05-27]
- Lantmäteriet 2019. *Tyresta nationalpark. Lantmäteriet: Höjddata, Grid 2+ 2019 (tif). EPSG 3006*. Geodata. [Kartografiskt material].
<https://zeus.slu.se/get/?drop=> [2022-04-14]
- Lantmäteriet 2021a. *Tyresta nationalpark. Lantmäteriet: Fastighetskartan kommunikation latest (shp). EPSG 3006*. Geodata. [Kartografiskt material].
<https://zeus.slu.se/get/?drop=> [2022-01-21].
- Lantmäteriet 2021b. *Tyresta nationalpark. Lantmäteriet: Fastighetskartan markdata latest (shp). EPSG 3006*. Geodata. [Kartografiskt material]
<https://zeus.slu.se/get/?drop=> [2022-01-21].
- Lantmäteriet 2022a. *Tyresta nationalpark. Ortofoto RGB 0.25/0.50 latest (tif). EPSG 3006*. Geodata. [Kartografiskt material].
<https://zeus.slu.se/get/?drop=> [2022-05-28]
- Lantmäteriet 2022b. *Tyresta nationalpark. Skyddade områden, nationalparker (shp). EPSG 3006*. Geodata. [Kartografiskt material].
<https://gpt.vic-metria.nu/data/land/NP.zip> [2022-04-11]
- Leung, Yu-Fai; Marion, Jeffrey L. 2000. Recreation impacts and management in wilderness : A state-of-knowledge review. In: Cole, David N.; McCool, Stephen F.; Borrie, William T.; O'Loughlin, Jennifer, comps. 2000. *Wilderness science in a time of change conference* Volume 5: *Wilderness ecosystems, threats, and management*; 1999 May 23–27; Missoula, MT. Proceedings RMRS-P-15-VOL-5. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
 23-48 Recreation impacts and management in wilderness : A state-of-knowledge review | Rocky Mountain Research Station (usda.gov) [2022-05-27]
- Lime, D.W., Anderson, D.H. & Thompson, J.L. 2004. Identifying and monitoring indicators of visitor experience and resource quality: A handbook for recreation resource managers. Minnesota: University of Minnesota & National Park Service.
http://www.elkhornsloughctp.org/uploads/files/14848494349_Indicators_Standards_Handbook.pdf [2022-05-27]
- Lundin, A. 2019. *Populära Blanktjärn klarar inte mer – förbud att gå vid vattnet*. Fiskejournalen, 9e juni.

- Populära Blanktjärn klarar inte mer – förbud att gå vid vattnet (fiskejournalen.se) [2022-05-27]
- Manning, Robert E.; Lime, David W.; McMonagle, Richard F. 1995. Indicators of standards of the quality of the visitor experience at a heavily-used national park. In: Vander Stoep, Gail A., ed. Proceedings of the 1994 Northeastern Recreation Research Symposium; 1994 April 10-12; Saratoga Springs, NY.: Gen. Tech. Rep. NE-198. Radnor, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station.
24-32. <https://www.fs.usda.gov/treearch/pubs/12576>
- Monz, C. & Leung, Y. 2006. Meaningful measures: Developing indicators of visitor impact in the National Park service inventory and monitoring program. *The George Wright Forum*. 23(2).
17-27. <https://www.jstor.org/stable/43598935>
- Monz, C.A., Marion J.L., Goonan K.A., Manning, R.E., Whimpey, J. & Carr, C. 2010. Assessment and monitoring of recreation impacts and resource conditions on mountain summits examples from the northern forest, USA. *Mountain research and development*. 30(4).
332-343 <https://www.jstor.org/stable/mounresedeve.30.4.332>
- National Park Service 2016. Integrating science and park management. A framework for partnership. *Natural resource report NPS/NRSS/NRR-2016/1230*. Fort Collins, Colorado: US Department of the Interior; National Park Service.
Integrating Science and Park Management (npshistory.com) [2022-05-27]
- National Park Service 2017. *Park statistics*.
<https://www.nps.gov/grsm/learn/management/statistics.htm> [2022-05-27]
- National Park Service 2021. *Vital signs monitoring*.
<https://www.nps.gov/im/vital-signs.htm> [2022-05-27]
- National Park Service 2022. *Visitor experience stewardship*.
[nps.gov/grsm/learn/management/ves.htm#:~:text=Great%20Smoky%20Mountains%20National%20Park%20is%20the%20most%20visited%20national,14.1%20million%20visitors%20in%202021.](https://www.nps.gov/grsm/learn/management/ves.htm#:~:text=Great%20Smoky%20Mountains%20National%20Park%20is%20the%20most%20visited%20national,14.1%20million%20visitors%20in%202021.) [2022-05-27]
- Newsome, D., Moore, S.A. & Dowling, R.K. 2002. *Natural area tourism: Ecology, impacts and management*. Great Britain: Channel View publications.
- Naturkartan. Årsjöns Vindskydd.
<https://www.naturkartan.se/sv/stockholmslan/arsjons-vindskydd> [2022-05-27]
- Naturvårdsverket och länsstyrelsen i Stockholms län 2017a. *Skötselplan för Tyresta nationalpark och Tyresta naturreservat*. Bromma: Arkitektkopia AB.
<https://tyresta.se/wp-content/uploads/2020/01/978-91-620-8787-6-ej-bil71.pdf> [2022-05-27]
- Naturvårdsverket och länsstyrelsen i Stockholms län 2017b. *Skötselplan för Tyresta nationalpark och Tyresta naturreservat. Kartbilaga 3 zonindelning. 1:50 000*. [Kartografiskt material]. Bromma: Naturvårdsverket.
<https://tyresta.se/wp-content/uploads/2020/01/978-91-620-8787-6-ej-bil71.pdf> [2022-05-27]
- Naturvårdsverket 2020. *Stor ökning av besök i nationalparker 2020*.
<https://www.naturvardsverket.se/om-miljoarbetet/uppfoljningar/resultat-av-anslagen-for-vardefull-natur/besok-i-nationalparker/> [2022-05-27]

- Nilsson, D. 2021. *Destination 2030*. Tyréns, 10e augusti.
Destination 2030 - Kulturmiljöbloggen (tyrens.se)
- Pescott, O.L. & Stewart, G.B. 2010. Assessing the impact of human trampling on vegetation: a systematic review and meta-analysis of experimental evidence. *PeerJ* 2:e360 <https://doi.org/10.7717/peerj.360>
- QGIS Development Team. QGIS (3.16). [Programvara]
Welcome to the QGIS project! [2022-05-27]
- Rawat, M., Jägerbrand, A.K., Molau, U., Bai, J. & Alatalo, J.M. 2021. Visitors off the trail: Impacts on the dominant plant, bryophyte and lichen species in alpine heath vegetation in sub-arctic Sweden. *Environmental Challenges*. 3. 100050. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100050>
- Runborg, S., Stockholms Universitet, på uppdrag av Naturvårdsverket och Stiftelsen Tyrestaskogen. 2003. *Dokumentation av de svenska nationalparkerna 12: Vegetationskarta över Tyresta nationalpark och naturreservat samt Hammarbergets naturreservat*. Kartografiskt material]. 1:20 000. Älvsbyn: Naturvårdsverket.
- Runnström, M.C. & Ólafsdóttir, R. et al. 2019. Image analysis to monitor experimental trampling and vegetation recovery in Icelandic plant communities. *Environments*. 6(9). 99. <https://doi.org/10.3390/environments6090099>
- Samppala, S. 2021. Tyresta hade störst besöksuppsving 2020. Mitt i Haninge, 15e april. <https://www.mitti.se/nyheter/tyresta-hade-storst-besoksuppsving-2020/repudg!ZAAgIgFIEBL226Pzla0Aaw/>
- Sanne, J.M. & Marklew, S. 2021. *Analys och konsekvenser av ett ökat friluftsliv*. IvI Svenska Miljöinstitutet. C651. <https://www.ivl.se/download/18.749e7d0817e4de594411b4c7/1645609606574/FULLTEXT01.pdf>
- Selander, M 2021. *Länsstyrelsen: "Besök inte Blanktjärn i sommar"*. SVT, 9e april.
- Shashini Tara Mallikage, Priyan Perera, David Newsome, Rangika Bandara and Greg Simpson. (2021). Effects of recreational camping on the environmental values of national parks in Sri Lanka. *Tropical Life Sciences Research* 32(3): 119–145. DOI: <https://doi.org/10.21315/tlsr2021.32.3.7>
- Slack, N.G. 1977. Species diversity and community structure in bryophytes: New York State studies. *New York St. Mus. Bull.* 428. 1-70.
- Studlar, S.M. 1980. Trampling effects on bryophytes: Trail surveys and experiments. *The bryologist*. 83(3). 301-313. <https://doi.org/10.2307/3242440>
- Svenska turistföreningen 2020. *Nu reser vi på svemester*. <https://www.svenskaturistforeningen.se/om-stf/aktuellt/nu-reser-vi-pa-svemester/> [2022-05-27]
- Sveriges nationalparker 2022. *Tyresta nationalpark: Nationalparksfakta växtliv*. <https://sverigesnationalparker.se/park/tyresta-nationalpark/nationalparksfakta/vaxtliv/> [2022-05-27]
- VanAmburg, L.K., Booth, D.T., Weltz, M.A. & Trlica, M.J. 2005. A laser point frame to measure cover. *Rangeland ecology and management*. 58(5).

557-560

[https://doi.org/10.2111/1551-](https://doi.org/10.2111/1551-5028(2005)58[557:ALPFTM]2.0.CO;2)

[5028\(2005\)58\[557:ALPFTM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2111/1551-5028(2005)58[557:ALPFTM]2.0.CO;2)

Warren, S.D. 1997. Toleration of traffic by vegetation: Life form conclusions and summary extracts from a comprehensive database. *Environmental management*. 21.

121-137 <https://doi.org/10.1007/s002679900011>

Wallsten, P. 2020. Besökarundersökning. Stiftelsen Tyrestaskogen.

Wieland Wemke. *Linjär regressionsanalys*. Uppsala universitet.

<https://media.medfarm.uu.se/play/attachmentfile/video/4787/video.pdf>

[2022-05-27]

WTO 2004. Indicators of sustainable development for tourism destinations: A guidebook. Madrid: WTO.

92-844-0726-5

https://www.academia.edu/30852110/Indicators_of_Sustainable_Development_for_Tourism_Destinations_A_Guide_Book_by_UNWTO [2022-05-27]

Tack

Jag vill tacka Jessica Ångström, Jonas Ekstrand och Magnus Marin från Stiftelsen Tyrestaskogen för värdefulla infallsvinklar och råd samt för att ni gjorde detta arbete möjligt. Jag vill också tacka min handledare Erik Öckinger för goda råd och synpunkter samt för din vägledning genom arbetet.

Publicering och arkivering

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

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

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

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