



CHALMERS

Allan Savory och holistiskt bete

– en kritisk granskning

Maria Nordborg

Avdelningen för fysisk resursteori

Institutionen för energi och miljö

Chalmers tekniska högskola

April, 2015

FRT-rapport nr 2015:01

Sammanfattning

Allan Savory, biolog från Zimbabwe, upphovsmannen bakom holistiskt bete (*eng: holistic (resource) management* eller *holistic planned grazing*) samt grundaren av Savoryinstitutet, har fått stor uppmärksamhet internationellt de senaste åren, särskilt efter sitt både hyllade och kritiserade framträdande på TED i februari 2013.

Kortfattat kan holistiskt bete beskrivas som planerat, intensivt rotationsbete med syfte att binda kol (C) och vatten i marken. Det så kallade *holistiska ramverket för beslutsfattande* är ett planeringsredskap för effektivt resursutnyttjande och måluppfyllnad, och det som ytterst skiljer holistiskt bete från andra rotationsbetessystem. Metoden är adaptiv, flexibel och fri från fasta regler, men vilar på en rad grundläggande principer, t.ex. att tamboskap som sköts på ett sätt som härmar ”naturligt bete” av vilda gräsätare kan stoppa ökenutbredningen.

Holistiskt bete påstås bl.a. kunna öka växtproduktionen och markens förmåga att infiltrera och behålla vatten, stoppa markdegradering och förbättra leverne och lönsamhet för boskapsskötare. Nyligen lanserade Savoryinstitutet idén att holistiskt bete även kan omvända klimatförändringarna genom att lagra in så mycket kol i marken att atmosfärens koldioxidhalt kan sjunka till förindustriell nivå på några årtionden. Detta påstående förefaller vara baserat på ett antagande om en inlagring av 2,5 ton C per ha och år, räknat över 5 miljarder ha (motsvarande en tredjedel av världens landyta), och knappa 40 år.

Savory har under åren kritiserats för bristande vetenskapligt stöd i förhållande till de påståenden som gjorts. Denna rapport syftar till att granska vilket vetenskapligt stöd som ligger till grund för metodens påstådda effekter, särskilt gällande klimatet.

Savoryinstitutets forskningsportfölj innehåller 11 vetenskapligt publicerade studier som visar att holistiskt bete kan prestera bättre än konventionellt bete eller inget bete, i olika avseenden. Men studierna är relativt begränsande i tid, plats och mängd analyserad data. Vidare är resultaten från olika studier inte alltid samstämmiga, och förändringarna i de flesta fall relativt små. Tre stora, oberoende och vetenskapligt publicerade sammanställningar på effekterna av holistiskt bete, publicerade mellan 2000 och 2014, har samstämmigt kommit fram till att holistiskt bete inte är överlägset andra betessystem. Metodens påstådda fördelar förefaller därmed vara starkt överdrivna och/eller sakna brett vetenskapligt stöd.

Kanske är det holistiska ramverket för beslutsfattande och det systemtänkande och planering utövare utbildas i, de viktigaste faktorerna för den framgång många utövare upplever och rapporterar om, snarare än själva betessystemet i sig. Och kanske är det därför tidigare studier

som exkluderat den dimensionen inte kunnat påvisa några skillnader jämfört med konventionella metoder.

En kolinlagring i nivå med den Savoryinstitutet uppgett är sju gånger högre än den genomsnittliga nivå som rapporterats för gräsmarker till följd av förbättrad betesskötsel, baserat på en sammanställning av över 30 studier från tio länder. En enkel beräkning i denna rapport visar att den totala kolinlagringspotentialen under mycket gynnsamma omständigheter inte överstiger 0,8 ton C per ha och år, eller 27 miljarder ton C totalt på 1 miljard ha betesmark, under loppet av 100 år – vilket motsvarar mindre än 5% av de totala utsläppen av kol sedan början av den industriella revolutionen. Vidare kan en inlagring av 0,8 ton C per ha och år inte täcka ens 10% av nuvarande årliga utsläpp av kol. Holistiskt bete kan därmed inte omvända klimatförändringarna.

Ett storskaligt införande av holistiskt bete på 5 miljarder ha (motsvarande en tredjedel av världens landyta) är mycket orimligt. FN:s livsmedels- och jordbruksorganisation FAO har uppskattat att maximalt 350 miljoner ha grässlätt rimligen skulle kunna placeras under någon form av förvaltning med syfte att öka kolinlagring till år 2020.

Det är allmänt känt och vida accepterat att ett allt för intensivt, eller okontrollerat, bete kan leda till markdegradering, eftersom det minskar växtligheten och därmed vegetationens förmåga att skydda marken mot erosion, vilket i sin tur leder till förlust av mark- och vegetationsbundet kol. Savory har hävdats att två tredjedelar av världens landareal håller på att förvandlas till öken. Det är starkt överdrivet; däremot råder inga tvivel om att markdegradering är ett stort problem, med upp emot 1,2 miljarder ha degraderad mark globalt, delvis orsakat av överbete.

För att vända den här utvecklingen krävs förbättrade skötselmetoder, däribland betesskötsel. Men bete *i sig* leder inte automatiskt till att markens kolförråd ökar. Om skötselmetoder däremot representerar en *förbättring* av rådande skötselmetoder kan det gynna kolinlagringen under en begränsad tid, särskilt på misskötta marker som är utarmade på markkol.

Av allt att döma är holistiskt bete ett exempel på god boskaps- och betesskötsel. Om ökad växtproduktion, snarare än maximal avkastning, är en explicit målsättning i det holistiska ramverket för beslutsfattande, torde holistiskt bete kunna bidra till bättre markförvaltning och resurshushållning på många håll – däremot finns inget som tyder på att holistiskt bete skulle fungera bättre än andra åtgärder med samma syfte.

Tackord

Författaren vill rikta ett tack till följande personer för värdefulla bidrag till detta arbete, samt för insiktsfulla synpunkter på denna rapport: Christel Cederberg, Fredrik Hedenus och Stefan Wirsenius vid avdelningen för Fysisk resursteori, Chalmers tekniska högskola, samt Birgit Landquist vid avdelningen för Miljö och uthållig produktion, SP Food and Bioscience (tidigare SIK – Institutet för Livsmedel och Bioteknik).

Frågor och kommentarer på denna rapport skickas till maria.nordborg@chalmers.se eller maria.nordborg@gmail.com.

Innehållsförteckning

Kapitel 1. Introduktion	1
Kapitel 2. Bakgrund om Allan Savory och holistiskt bete	2
Kapitel 3. Vetenskapliga studier av holistiskt bete	5
3.1 Granskning av Savoryinstitutets forskningsportfölj	5
3.2 Oberoende sammanställningar av studier på holistiskt bete.....	14
3.3 Varför har vetenskapliga studier inte lyckats bekräfta de positiva effekter som många utövare vittnar om?	17
Kapitel 4. Kan holistiskt bete rädda klimatet?	20
4.1 Markdegradering – ett globalt problem	21
4.2 Kolinlagring i mark	22
4.3 Räkneexempel	29
4.4 Savoryinstitutets syn på metanutsläpp från boskap	31
Kapitel 5. Slutsatser.....	32
Referenser.....	33
Bilagor	41
Bilaga 1. Antropogena kolutsläpp	42
Bilaga 2. Arealer och kolinnehåll i mark.....	43
Bilaga 3. Desertifiering och markdegradering	45
Bilaga 4. Biomassaproduktionen på världens potentiella betesmarker	46
Bilaga 5. Tidsskalor associerade med kolinlagring i mark.....	47
Bilaga 6. Utökad version av Tabell 4.2	48
Bilaga 7. Antropogena metanutsläpp.....	50
Bilaga 8. Antal idisslare över tid, samt metanutsläpp	51
Bilaga 9. Publicerat i Sverige och internationellt – tips för vidare läsning	52

Kapitel 1. Introduktion

Holistiskt¹ bete (*eng: holistic management, holistic resource management* eller *holistic planned grazing*) lanserades av Allan Savory, biolog från Zimbabwe, för över 40 år sedan.

Kortfattat kan metoden beskrivas som planerat rotationsbete som går ut på att ”hära naturen” i syfte att binda kol (C) och vatten i marken.

År 2009 grundades Savoryinstitutet i syfte att sprida holistiskt bete över världen, mot ett mål om 1 miljard hektar (ha) holistiskt skött betesmark år 2025 (Savory Institute, 2014b). Idag praktiseras holistiskt bete på 15 miljoner ha runt om i världen, framförallt i Australien, Afrika och Nordamerika (Savory Institute, 2014b).

I februari 2013 framträdde Savory på TED² och talade på ämnet ”Hur ökenutbredningen kan motarbetas och klimatförändringarna omvändas” (*eng: How to fight desertification and reverse climate change*) (Savory, 2013b). Detta föredrag har både hyllats och kritiserats, samt fått stor spridning, med över 2,7 miljoner visningar på webbsända TED (www.ted.org, 12 jan., 2015). I föredraget påstår Savory bland annat att två tredjedelar av världens marker håller på att förvandlas till öken och att holistiskt bete kan stoppa denna ökenutbredning samt minska atmosfärens koldioxidhalt till förindustriell nivå på några årtionden.

Även i Sverige har Savory och holistiskt bete fått viss uppmärksamhet det senaste åren (se Bilaga 9), och särskilt i samband med att Savory framträdde som huvudtalare på en konferens med titeln ”*Holy Cow – Cows can save the climate!*”, på Sveriges Lantbruksuniversitet i Uppsala i november 2013. I pressmeddelandet som påannonserade konferensen stod att ”*Holistic Management framhålls som den enda vetenskapligt understödda metoden som kan bidra till att få ner koldioxidhalterna till förhistorisk nivå, samtidigt som världen förses med mat och vatten*” (Andersson & Ohlsson, 2013).

Denna studie syftar till att granska vilket vetenskapligt stöd som ligger till grund för metodens påstådda effekter (Kapitel 3), samt rimligheten i påståendet att metoden kan minska atmosfärens koldioxidhalt till förindustriell nivå (Kapitel 4). Kapitel 2 ger en kort bakgrund samt en övergripande beskrivning av holistiskt bete. Kapitel 5 sammanfattar de viktigaste slutsatserna från denna rapport.

¹ Holistisk betyder ”hel”, ”odelad” från grekiskans *holos*: i allmän betydelse ett filosofiskt synsätt där helheten är större än summan, och ingen del kan separeras från sin kontext.

² Technology, Entertainment and Design, årlig tvärvetenskaplig konferens i USA.

Kapitel 2. Bakgrund om Allan Savory och holistiskt bete

Holistiskt bete är en form av rotationsbete

Först och främst skall det noteras att holistiskt bete är en form av rotationsbete. I grund och botten kan man skilja på två typer av betemetoder: kontinuerligt bete och rotationsbete. Kontinuerligt bete innebär att djuren under en längre period betar inom ett och samma område. Rotationsbete innebär att djuren flyttas runt mellan olika mindre områden. För mer information om olika betessystem, se McCosker (2000).

Uppkomsten av holistiskt bete

Allan Savory föddes i Zimbabwe 1935 och utbildade sig till biolog. Som nybliven biolog studerade han orsakerna till ökenutbredningen och markdegraderingen i Afrika. Till en början anslöt han sig till den allmänt rådande teorin att det var ett för hårt betestryck som var orsaken till dessa problem, och som rådgivare till den zimbabwiska regeringen var han med och fattade beslut om avskjutning av 40 000 elefanter (Savory, 2013b).

Då den drastiska åtgärden inte föranledde den förbättring i markstatus man hade förväntat sig, utvecklade Savory den ”motsatta” idén, nämligen att det var *avsaknaden* av betande djur som orsakade ökenutbredningen (Savory, 2008; 2013b). Denna idé är numera bärande i den teori, kallad *holistiskt bete*, som kom att utvecklas (Savory Institute, 2014b).

Centrala idéer och grundprinciper

Antagandet att gräsätande djurs betande kan restaurera degraderad mark vilar på en idé om att världens grässlätter och de vilda gräsätarna evolutionärt sett utvecklats parallellt och är beroende av varandra (Savory, 2008). Vidare antas det att betande tamboskap (t.ex. kor, getter, får och kameler) kan fungera som ett substitut för vilda idisslare, under förutsättning att de sköts på ett sätt som härmar naturligt bete av vilda gräsätare (Savory Institute, 2014b).

En annan central idé är att de vilda rovdjurens förmåga att få gräsätarna att slå sig samman i stora hjordar som konstant rör sig över stora områden, är en nyckelfunktion i de gräsmarksbaserade ekosystemen. För att simulera denna funktion inom holistiskt bete packas tamboskap i stora flockar som ofta flyttas mellan olika områden (Savory, 2008). Detta hänger samman med den fjärde av de fyra grundprinciper som holistiskt bete vilar på, se Tabell 2.1, nämligen att betestrycket är direkt proportionellt mot den tid marken betas.

Generellt betar inte djuren mer än tre dagar inom ett och samma område, följt av 3 – 9 månaders vila (Savory, 2013a). Holistiskt bete innebär med andra ord att marken under kort tid utsätts för intensivt betestryck, ett stort tillskott av gödsel och urin och hårt trampande.

Detta anses bidra till en ökad mängd dött växtmaterial som täcker marken; att markens hårda skorpa bryts; att frön gror och att dött växtmaterial omsätts snabbare, vilket i sin tur anses leda till att markens mullhalt (och därmed kolhalt) ökar; att markens förmåga att infiltrera och behålla vatten ökar, och i förlängningen att växtproduktionen och markens försörjningskapacitet ökar, samt därmed lönsamheten och livskvaliten för boskapsskötarna (Savory, 2008; 2013a; 2013b; Savory Institute, 2014b).

Tabell 2.1 De fyra grundprinciperna inom holistiskt bete (Savory Institute, 2014b).

Grundprincip 1	Naturen fungerar som <i>en</i> komplex enhet.
Grundprincip 2	Alla situationer är unika.
Grundprincip 3	Tamboskap kan förbättra markstatus och stoppa ökenutbredning när dessa sköts på ett sätt som härmar naturligt bete av vilda gräsätare.
Grundprincip 4	Betetrycket är direkt proportionellt mot den tid marken betas, snarare än mot antalet djur som betar.

Det holistiska ramverket för beslutsfattande

Många av de idéer som idag mest förknippas med Savorys var egentligen varken nya eller originella då de lanserades av Savory för drygt 40 år sedan, men han paketerade dem på ett nytt sätt, samt introducerade en helt ny dimension, nämligen det så kallade *holistiska ramverket för beslutsfattande*, med dess målsättning och ekonomiska planering (Briske et al. 2011).

Det holistiska ramverket för beslutsfattande är ett planeringsredskap som är mest känt för sin tillämpning på betesdrift. Det tar sin utgångspunkt i en övergripande målformulering, som t.ex. kan handla om vilket slags liv boskapsskötarna eftersträvar. Planeringsredskapet syftar till att använda de tillgängliga resurserna på ett sådant sätt att målet uppfylls, genom att kontinuerligt bevaka utvecklingen och justera driften (Savory, 2008). Holistiskt bete är därmed en adaptiv och flexibel metod, och involverar inga fasta regler om hur betesdriften ska skötas i praktiken. Holistiskt bete kan därmed ta sig många olika uttryck, beroende på vad varje enskild boskapsskötare vill uppnå, och vilka resurser som finns tillgängliga.

För mer information om holistiskt bete, hänvisas till Savoryinstitutets hemsida www.savoryinstitute.com.

Ny idé: holistiskt bete kan rädda klimatet

Under det senaste decenniet, parallellt med att klimatförändringarna uppmärksammats allt mer, har Savoryinstitutet lanserat idén att holistiskt bete inte bara kan restaurera degraderad mark och förbättra livet för boskapsskötare, utan även absorbera så mycket kol från atmosfären och lagra in i marken, att atmosfärens koldioxidhalt kan sjunka till förindustriell nivå på några årtionden och klimatförändringarna omvändas (Savory, 2008; 2013b; Savory Institute, 2013a). Denna idé fick stor spridning och uppmärksamhet i samband med Savorys framträdande på TED³, i februari 2013, och granskas närmare i Kapitel 4.

³ Technology, Entertainment and Design, årlig tvärvetenskaplig konferens i USA: www.ted.com.

Kapitel 3. Vetenskapliga studier av holistiskt bete

En stor del av den kritik som riktats mot Savory har bestått i att det inte finns tillräckligt med vetenskapligt stöd i förhållande till de påståenden som har gjorts. I själva verket är de anekdotiska rapporterna och ”vittnesmålen” om metodens förträfflighet är betydligt fler än de systematiskt genomförda och oberoende studierna (Briske et al. 2011).

Savory har själv medgett att det inte finns så många vetenskapliga studier av holistiskt bete, och hävdat att det dels beror på att det är svårt för praktiserande boskapsskötare att få sina rön publicerade i vetenskapliga tidskrifter, och dels på att vetenskapliga ”reduktionistiska” metoder ej förmår utvärdera komplexa system med stor inneboende plats- och tidsvariation (så som holistisk boskapsskötsel), eftersom resultaten inte kan reproduceras (Savory, 2013a).

På begäran att redogöra för de vetenskapliga studier som gjorts sammanställde Savoryinstitutet år 2013 en s.k. forskningsportfölj bestående av en samling artiklar och rapporter, samt uppdaterade densamma år 2014 (Savory Institute 2013c; 2014a). I Kapitel 3.1 presenteras en detaljerad granskning av detta material. Det får antas att materialet i Savoryinstitutets forskningsportföljer representerar ett axplock av studier med mer eller mindre positivt utfall.

För att kunna dra mer generella slutsatser behöver större sammanställningar göras som inkluderar utfallet från en större mängd studier, oberoende av utfall. Under senare tid har ett antal sådana oberoende och vetenskapligt publicerade sammanställningar gjorts av vetenskapliga studier som jämfört olika betessystem. I Kapitel 3.2 rapporteras de viktigaste resultaten och slutsatserna från tre sådana sammanställningar.

I Kapitel 3.3 utreds frågan varför vetenskapliga studier av holistiskt bete i många fall inte lyckats bekräfta de positiva effekter som många utövare vittnar om.

3.1 Granskning av Savoryinstitutets forskningsportfölj

Savoryinstitutets två forskningsportföljer, sammanställda med syfte att redogöra för de vetenskapliga studier som studerat metodens effekter, innehåller sammanlagt 40 unika publikationer av både vetenskaplig och icke-vetenskaplig karaktär – ingen utförd eller skriven av Savory själv. Ur detta material kunde 14 publikationer identifieras som uppfyllde kriteriet på att vara vetenskapligt publicerade förstahandsstudier som jämfört effekterna av holistiskt bete (eller något snarlikt betessystem som antagits representera holistiskt bete), med andra betesdriftsformer och/eller inget bete. Det övriga materialet i forskningsportföljen är antingen litteratursammanställningar av andra studier; icke-vetenskapligt publicerade rapporter;

redogörelser av karaktären ”vittnesmål”, eller studier inte specifikt behandlar holistiskt bete och därmed saknar relevans.

De 14 studierna som uppfyllde kriterierna valdes ut för en närmare granskning. Tre artiklar uteslöts dock ut detta material: McCosker (2000) som föreföll vara ett axplock av positiva resultat från olika gårdar, utvalda på oklara grunder, samt Joyce (2000) och Sparke (2000) som är personliga redogörelser för egna erfarenheter efter övergång från konventionellt till holistiskt bete, endast rör två enskilda gårdar, samt inte tillämpar vetenskaplig metodik i strikt bemärkelse.

De återstående elva studierna kommer från fyra länder (Mexiko, Australien, Kanada och USA), är publicerade mellan 1995 och 2013, och varierar i omfattning från en enskild gård upp till en enkätundersökning med över 1700 lantbrukare, se Tabell 3.1. Metodiken för datainsamling är jämnt fördelad mellan mätningar i fält och intervjuer/enkät. Det skall noteras att när det gäller effekter i mark och på vegetation är mätningar i fält en säkrare bedömningsmetod än intervjuer, då personliga upplevelser inte alltid är objektiva. Det skall även noteras att längre mätserier och fler mätplatser generellt sett gör mätdata mer representativ, då plats- och tidsberoende variation i högre grad kan elimineras och långsamma förändringar fångas. Baserat på detta, framgår det från Tabell 3.1 att det vetenskapliga underlaget är tämligen tunt: endast sex av elva studier har samlat in data via mätningar i fält, som mest från 14 gårdar och som längst under tre år.

Tabell 3.2 visar de elva studiernas fokusområden, uppdelat på övergripande teman. Flest studier har behandlat mark- och jordrelaterade parametrar, vegetation och betesproduktion samt aspekter relaterade till anpassningsförmåga och värderingar. Minst utforskat är effekter på biodiversitet.

Tabell 3.1 Metodik för datainsamling i 11 vetenskapligt publicerade studier av holistiskt bete som specialstuderats i denna rapport.

	Metodik för datainsamling
Alfaro-Arguello et al. (2010)	Intervjuer med 25 lantbrukare
Earl & Jones (1996)	Mätningar i fält på tre gårdar under tre år
Ferguson et al. (2013)	Intervjuer med 25 lantbrukare, mätningar i fält på 14 gårdar ett år
Manley et al. (1995)	Mätningar i fält på en gård ett år
McLachlan & Yestrau (2009)	Enkätundersökning besvarad av >1700 lantbrukare
Richards & Lawrence (2009)	Intervjuer med lantbrukare från 25 gårdar
Sanjari et al. (2008)	Mätningar i fält på en gård under sex år
Sherren et al. (2012)	Intervjuer med 25 lantbrukare centrerade kring foton
Stinner et al. (1997)	Intervjuer med 25 lantbrukare (djupintervjuer med tre)
Teague et al. (2011)	Mätningar i fält på nio gårdar under ett år
Weber & Gokhale (2011)	Mätningar i fält på tre gårdar under tre år

Tabell 3.2 Fokusområden i elva vetenskapligt publicerade studier av holistiskt bete som specialstuderats i denna rapport. Fetstilsmarkerade studier har tillämpat mätningar i fält som metod för datainsamling.

	Mark- och jordrelaterat	Vattenrelaterat	Vegetation och betesproduktion	Biodiversitet	Djur- och produktionsrelaterat inklusive ekonomi	Anpassningsförmåga, värderingar, och livskvalitet	Sammansatta indikatorer
Alfaro-Arguello et al. (2010)					X		X
Earl & Jones (1996)			X				
Ferguson et al. (2013)	X		X		X		X
Manley et al. (1995)	X						
McLachlan & Yestrau (2009)						X	
Richards & Lawrence (2009)						X	
Sanjari et al. (2008)	X						
Sherren et al. (2012)						X	
Stinner et al. (1997)				X	X	X	
Teague et al. (2011)	X	X	X				
Weber & Gokhale (2011)		X	X				

De viktigaste resultaten från dessa elva studier återges härnäst, men är inte en fullständig redogörelse. För mer information hänvisas till originalkällorna.

Mark- och jordrelaterat inklusive markfukt

Baserat på kontinuerliga mätningar mellan 2006 och 2008 på betesmark i Idaho, USA, fann Weber & Gokhale (2011) att markens vattenhalt var högre under holistiskt bete jämfört med såväl rotations- som inget bete, se Tabell 3.3.

Tabell 3.3 Markens medelvattenhalt (%) 2006 - 2008 under tre olika betessystem, resultat från Weber & Gokhale (2011). Olika bokstäver anger statistiskt skilda resultat ($p < 0,001$) när resultat jämförs årsvis.

	2006	2007	2008
Simulerat holistiskt bete	23,3 ^a	44,1 ^a	45,8 ^a
Konventionellt rotationsbete	19,7 ^b	34,8 ^b	34,7 ^b
Inget bete	19,2 ^b	31,9 ^b	29,8 ^c

En studie i Chiapas, Mexiko, av Ferguson et al. (2013) fann att mark som skötes holistiskt (7 st gårdar) hade djupare A-horisont (jordprofilens översta skikt; 29 cm vs. 19 cm); högre mikrobiell respiration samt högre förekomst av dagmaskar, jämfört med mark på gårdar med konventionell drift (7 st; samtliga resultat statistiskt signifikanta). Däremot fann samma studie inga statistiskt signifikanta skillnader mellan holistiska och konventionella gårdar med avseende på jordpackning, jordens halt av organiskt material, skrymdensitet, jordens genomtränglighet, pH, kväve, fosfor och katjonsutbyteskapacitet.

Manley et al. (2005) jämförde markens kol- och kvävehalter mellan fem olika betessystem, däribland holistiskt bete samt inget bete, på en gård i Wyoming, USA. De olika betessystemen hade implementerats elva år innan mätningarna togs. Studien fann att bete i sig hade positiva effekter, jämfört med inget bete, men fann däremot inga påtagliga skillnader mellan de olika studerade betessystemen. Betad mark hade högre halt av kol och kväve i de översta 30 cm jämfört med mark som inte betades (statistiskt säkerställt resultat) – men skillnaderna var relativt små och koncentrerade till markens översta 8 cm.

Sanjari et al. (2008) jämförde kontinuerligt och tidskontrollerat bete (vilket i artikeln ansågs motsvara holistiskt bete) på en gård i Australien, och fann att tidskontrollerat bete ledde till en statistiskt signifikant högre ansamling av dött växtmaterial på marken jämfört med kontinuerligt bete, samt att halten av organiskt markkol och -kväve ökade under holistiskt bete under perioden 2001 – 2006; en ökning som dock inte var statistiskt signifikant. Under samma period förändrades markens halt av organiskt markkol och -kväve inte alls under kontinuerligt bete.

Teague et al. (2011) jämförde effekterna av fyra olika betessystem på en stor mängd markparametrar, i Texas, USA. Marken där prover togs hade skötts med samma betessystem i minst nio år innan mätningarna påbörjades. De fann att mark under holistiskt bete (kallat *multi-paddock* bete i artikeln) hade statistiskt signifikant högre halt av organiskt material jämfört med mark som betades kontinuerligt, då en genomsnittlig halt i markens översta 90 cm beräknades, se Tabell 3.4. Däremot fann de inga skillnader i markens halt av organiskt material mellan *multi-paddock* bete, kontinuerligt bete med låg djurtäthet och inget bete, i de separata markskikten, se Tabell 3.4.

Tabell 3.4 Markens halt av organiskt material (%) för olika betessystem, resultat från studien av Teague et al. (2011). Olika bokstäver indikerar att resultat är statistiskt skilda ($p < 0,05$). Djurtätheten i *multi-paddock* bete är samma som i "Kontinuerligt bete, hög djurtäthet".

Markdjup, cm	Kontinuerligt bete, hög djurtäthet	Kontinuerligt bete, låg djurtäthet	Multi-paddock (= holistiskt bete)	Inget bete
0 – 15	3,76 ^b	5,24 ^a	5,72 ^a	5,62 ^a
15 – 30	2,45 ^b	3,55 ^a	4,00 ^a	4,01 ^a
30 – 60	1,49 ^a	2,09 ^a	2,48 ^a	2,63 ^a
60 – 90	1,78 ^a	1,67 ^a	2,00 ^a	2,34 ^a
Medel 0 – 90	2,49 ^c	3,24 ^b	3,61 ^a	3,59 ^a

Vidare fann Teague et al. (2011) att marken under holistiskt bete hade högre halt av magnesium, kalcium och natrium, samt högre katjonsutbyteskapacitet jämfört med kontinuerligt bete (med hög och låg djurtäthet), samt att mark under bete (alla former) hade lägre halt av kväve än mark som inte betades alls (samtliga resultat statistiskt signifikanta). Vidare fann de att marken under holistiskt bete hade lägre penetrationsmotstånd, högre markfuktighet (% vatten) och lägre sedimentförlust (g/m^2) jämfört med mark som betades kontinuerligt med hög djurtäthet, men inga skillnader mellan holistiskt och kontinuerligt bete med låg djurtäthet för samma parametrar (samtliga resultat statistiskt signifikanta).

Teague et al. (2011) fann även att mark under holistiskt bete hade högre kvot mellan marklevande svampar och bakterier än alla andra driftsformer, vilket ansågs bidra till bättre vattenhållande förmåga samt näringstillgänglighet. Däremot fann de inga statistiskt signifikanta skillnader i markens förmåga att infiltrera vatten mellan holistiskt bete, kontinuerligt bete med låg djurtäthet och inget bete. De fann heller inga skillnader i markens skrymdensitet, vattenavrinnig (cm/ha), markens halt av kalium, mangan, koppar, fosfor, zink och järn mellan holistiskt och kontinuerligt bete med hög djurtäthet (samtliga resultat statistiskt signifikanta).

Vegetation och betesproduktion

En studie i Chiapas, Mexiko, fann att utövare av holistiskt bete (7 st) hade högre andel skog på sina ägor, samt att markvegetationen slöt tätare (0,1 vs. 9% tomrum mellan växter) under holistiskt bete jämfört med konventionellt bete (statistiskt signifikanta resultat; Ferguson et al. 2013). Vidare fann Ferguson et al. (2013) att betestillgången på gårdar med holistiskt bete var i snitt 44% högre än på gårdar med konventionellt bete – denna skillnad var dock inte statistiskt signifikant. Vad gäller betets sammansättning av olika växtsorter fann de inga statistiskt säkerställda skillnader mellan gårdar med olika driftsformer.

Earl och Jones (1996) studerade vegetationen på tre gårdar i Australien och rapporterade att storleken (mätt som diametern vid marken för individuella växter), samt frekvensen och tillgången på de mest önskvärda växtsorterna inte ändrades eller ökade under holistiskt bete (kallat *cell grazing* i artikeln), medan de minskade avsevärt under kontinuerligt bete. Det motsatta gällde för de minst önskvärda växtsorterna, som minskade avsevärt under holistiskt bete men inte påverkades mycket under kontinuerligt bete. De rapporterade även att marktäckningsgraden var signifikant högre efter två år med holistiskt bete jämfört med kontinuerligt bete.

Baserat på mätningar på betesmark i Idaho 2006 – 2008, USA, fann Weber & Gokhale (2011) att marktäckningsgraden av dött växtmaterial var högre under simulerat holistiskt bete jämfört med rotationsbete med lägre djurtäthet, för två år av tre då mätningar utfördes, däremot fann de ingen skillnad i vegetationen (busktäthet) mellan holistiskt bete och rotationsbetet med lägre djurtäthet (samtliga resultat statistiskt signifikanta).

Teague et al. (2011) jämförde effekterna av fyra olika betessystem på ett urval av vegetationsrelaterade parametrar, i Texas, USA. Marken där prover togs hade skötts med samma betessystem i minst nio år innan mätningarna påbörjades. De fann att andelen barmark var statistiskt signifikant lägre under holistiskt bete (kallat *multi-paddock* bete i artikeln) jämfört med kontinuerligt bete med hög djurtäthet (1 vs. 30%; däremot ingen skillnad mellan holistiskt bete och kontinuerligt bete med låg djurtäthet). Vidare fann de 18 och 73% högre betestillgång under holistiskt bete jämfört med kontinuerligt bete med låg respektive hög djurtäthet (mätt som biomassaproduktionen ovan jord vid tidpunkten för högst växtlighet; statistiskt säkerställda skillnader). Noterbart är att de dock inte fann någon skillnad i betestillgången mellan mark som betades holistiskt jämfört med mark som inte betades alls.

Stinner et al. (1997) rapporterade att 95% av utövare av holistiskt bete i USA (baserat på intervjuer med 25 lantbrukare) *upplevde* ökad biodiversitet (främst med avseende på

vegetation) efter en övergång från konventionellt till holistiskt bete. Dessutom sa sig samtliga lantbrukare se tecken på positiva förändringar i ekosystemprocesser. Dessa resultat är dock inte validerade med mätdata, eller statistiskt säkerställda.

Djur- och produktionsrelaterat inklusive ekonomi

En studie från Chiapas, Mexiko (Ferguson et al. 2013), fann att utövare av holistiskt bete (7 st) hade 2.5 gånger högre mjölkproduktion per ha bete och år, samt lägre kodödlighet (1 vs. 5%) och kalvdödlighet (2 vs. 7%) jämfört med 18 konventionella kollegor (samtliga resultat statistiskt signifikanta). Däremot fann Ferguson et al. (2013) ingen statistiskt signifikant skillnad i lönsamhet mellan holistiska och konventionella gårdar.

Stinner et al. (1997), intervjuade 25 utövare av holistiskt bete i USA som konverterat från konventionellt bete och rapporterade att 80% *upplevde* en ökad lönsamhet. På en gård där kvantitativa data samlats in, framgick det att lönsamheten per ha ökat med över en faktor 5 på fem år och på en annan gård hade kostnaderna per kilo producerat kött minskat till hälften, på sju år. Det är dock oklart i vilken mån dessa resultat är representativa.

Anpassningsförmåga, värderingar och livskvalitet

Sherren et al. (2012) fann i en intervjustudie med 25 australienska boskapsskötare, att utövare av holistiskt bete hade en annorlunda mentalitet och synsätt än sina konventionella kollegor och i högre utsträckning värderade företeelser som heterogenitet, biodiversitet och resiliens. Detta tolkades som en indikation på att utövare av holistiskt bete i högre grad tillämpade ett systemtänkande, samt hade bättre förutsättningar för att anpassa sig till föränderliga omständigheter, än sina konventionella kollegor. Denna studie har dock nyligen kritiserats för att dra allt för långtgående slutsatser från sina resultat, se Briske et al. (2014).

Stinner et al. (1997), intervjuade 25 utövare av holistiskt bete i USA kring deras syn på biodiversitet, och rapporterade att samtliga ansåg att biodiversitet var viktigt för verksamhetens hållbarhet, medan endast 9% hade samma synsätt innan konvertering till holistiskt bete. Vidare fann studien att 91% av lantbrukarna upplevde en förbättring i livskvalitet sedan de konverterat till holistiskt bete.

McLachlan & Yestrau (2009) genomförde en enkätundersökning bland 315 utövare av holistiskt bete samt 1470 konventionella boskapsskötare i Kanada angående hur de påverkats av *bovin spongiform encefalopati* (BSE; galna kosjukan) och deras syn på framtiden. De kom fram till att utövare av holistiskt bete såg med mycket större optimism och tillförsikt på sin förmåga att klara av att hantera och anpassa sig till effekterna av BSE, än sina konventionella kollegor.

I en intervjustudie med 49 lantbrukare från 25 gårdar i Australien fann Richards & Lawrence (2009) att holistiskt bete är en metod som kräver en ideologisk och kulturell anpassning hos lantbrukare, samt att kvinnor verkar ha en mer framträdande roll i verksamheten, jämfört med vad som är sedvanligt på konventionella gårdar. Detta ansågs påverka såväl moral som normer positivt på den australienska landbygden.

Sammanstatta indikatorer

Alfaro-Arguello et al. (2010) rapporterade att utövare av holistisk bete (7 st) i Chiapas, Mexiko, hade ett dubbelt så högt *emergy sustainability index* som sina konventionella kollegor i samma område (18 lantbrukare). En senare studie, baserad på samma material, kom fram till att indexet endast var marginellt högre (Ferguson et al. 2013). Detta index beräknas utifrån de totala resurserna som förbrukats för att ta fram en produkt, och anses mäta hållbarhet.

Ferguson et al. (2013) kom även fram till att samma utövare av holistisk bete i Chiapas hade statistiskt signifikant högre *organic conversion index*, som är ett index baserat på standarder för ekologisk produktion.

Slutsatser från granskning av Savoryinstitutets forskningsportfölj

Genomgången av Savoryinstitutets forskningsportfölj visar att det finns ett antal vetenskapligt publicerade studier som visar att holistiskt bete presterar bättre än konventionellt bete eller inget bete, i olika avseenden. Det förefaller vara så att under vissa omständigheter kan utövare av holistiskt bete uppnå bättre resultat än sina konventionella kollegor. Det skall dock noteras att samtliga förstahandsstudier av holistiskt bete som identifierats här är förhållandevis begränsade i tid, plats och mängd analyserad data. Vidare pekar resultaten delvis åt olika håll, och förändringarna är i de flesta fall relativt små. Metodens påstådda effekter förefaller därmed vara starkt överdrivna och/eller sakna brett vetenskapligt stöd.

Det skall även noteras att de studier som granskats här är utvalda av Savoryinstitutet på grund av att de har ett (delvis) positivt utfall. För att kunna dra välgrundade och generella slutsatser om metodens effekter behöver resultaten från många studier sammanställas, oberoende av utfall.

3.2 Oberoende sammanställningar av studier på holistiskt bete

Under senare tid har ett antal oberoende och vetenskapligt publicerade sammanställningar gjorts på effekterna av olika betessystem, däribland holistiskt bete. Här sammanfattas de viktigaste resultaten och slutsatserna från tre sådana sammanställningar.

Sammanställning av Holechek et al. (2000)

I en studie från år 2000 sammanställde Holechek med kollegor 13 nordamerikanska studier publicerade mellan 1982 och 1999 som jämförde kontinuerligt bete med s.k. *short-duration grazing* (de är dock tydliga med att det är holistiskt bete som avses), med avseende på följande aspekter:

- markens förmåga att infiltrera vatten under olika trampintensiteter
- betesproduktion
- vegetation
- djurproduktivitet
- lönsamhet

Markens förmåga att infiltrera vatten under olika trampintensiteter var den mest undersökta aspekten. Holechek et al. (2000) fann att ju fler djur som trampade marken, desto lägre blev infiltrationsförmågan och desto högre blev jorderosionen, alltså tvärtemot Savorys påstående.

Med avseende på betesproduktion, var det endast ”små skillnader” mellan *short-duration grazing* och kontinuerligt bete vid samma djurtäthet, baserat på resultat från 6 studier som studerat denna aspekt (det framgår dock ej vad som menas med ”små skillnader”).

Vad gällde vegetation fann Holechek et al. (2000) inga markanta skillnader mellan olika betessystem. Den mest omfattande studien på vegetation under olika driftsformer (Manley et al. 1997), kunde efter 13 års mätningar inte påvisa några markanta skillnader i vare sig betesproduktion eller andelen barmark mellan olika studerade betesformer – dessa parametrar föreföll ytterst vara avhängiga djurtätheten, snarare än driftsformen.

Med avseende på djurproduktivitet fann Holechek et al. (2000) små eller inga skillnader mellan *short-duration grazing* och kontinuerligt bete i 9 av 10 studier, för samma djurtäthet, och markant skillnad endast i en studie, som rapporterade 11 – 20% lägre djurproduktivitet under *short-duration grazing* jämfört med kontinuerligt bete.

Slutligen befanns *short-duration grazing* vara associerad med en något lägre lönsamhet jämfört med kontinuerligt bete, baserat på resultat från fyra studier som studerat denna aspekt.

Baserat på dessa resultat avfärdade Holechek et al. (2000) hypotesen att *short-duration grazing* är överlägset kontinuerligt bete.

Holechek et al. (2000) återgav även slutsatserna från två stora sammanställningar med över 50 studier på *short-duration grazing* från den afrikanska kontinenten (Skovlin, 1987 och O'Reagain & Turner, 1992). Dessa kom bland annat fram till att kontinuerligt bete och *short-duration grazing* inte har några markant skilda effekter på vegetation, markstatus och djurproduktivitet, samt att betesintensitet snarare än betessystem ytterst påverkar de långsiktiga effekterna på vegetation, djurproduktivitet och lönsamhet.

Sammanställning av Briske et al. (2008)

I en studie från år 2008 sammanställde Briske med kollegor över 40 studier, främst från USA och Afrika, som jämförde kontinuerligt bete och olika typer av rotationsbetessystem med avseende på

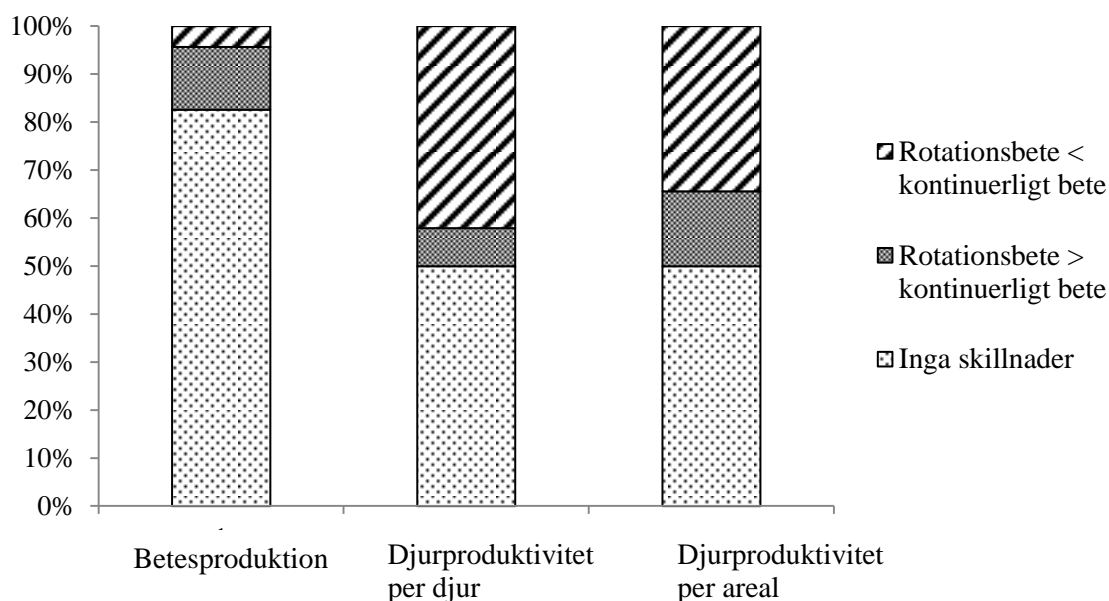
- betesproduktion
- djurproduktivitet per djur
- djurproduktivitet per areal

De sammantagna resultaten (samtliga statistiskt signifikanta) för alla studerade djurtätheter presenteras i Figur 3.3.

Med avseende på betesproduktion redovisade 19 av 23 studier inga skillnader mellan rotations- och kontinuerligt bete; tre studier redovisade högre betesproduktion under rotationsbete och en studie redovisade högre betesproduktion under kontinuerligt bete, se Figur 3.3.

Med avseende på djurproduktivitet per djur redovisade 19 av 38 studier inga skillnader mellan rotations- och kontinuerligt bete; tre studier redovisade högre djurproduktivitet per djur under rotationsbete och 16 studier redovisade högre djurproduktivitet per djur under kontinuerligt bete, se Figur 3.3.

Med avseende på djurproduktivitet per areal redovisade 16 av 32 studier inga skillnader mellan rotations- och kontinuerligt bete; fem studier redovisade högre djurproduktivitet per areal under rotationsbete och 11 studier redovisade högre djurproduktivitet per areal under kontinuerligt bete, se Figur 3.3.



Figur 3.3 Jämförelse mellan kontinuerligt bete och olika typer av rotationsbetessystem med avseende på betesproduktion och djurproduktivitet per djur samt per areal. Resultat från studien av Briske et al. (2008). Resultaten inkluderar alla studerade djurtätheter samt är statistiskt signifikanta.

Baserat på dessa resultat drog Briske et al. (2008) slutsatsen att rotationsbete inte är överlägset kontinuerligt bete med avseende på de studerade parametrarna, och konstaterade även att de parametrar som i högsta grad påverkar växtlighet och djurproduktivitet är djurtäthet och klimat.

Sammanställning av Carter et al. (2014)

En nyligen publicerad litteratursammanställning av Carter et al. (2014) undersökte fem frågeställningar relaterade till påståenden Savory gjort, med fokus på västra Nordamerikas grässlätter.

För det första fann Carter et al. (2014) inga belägg för att västra Nordamerikas grässlätter anpassats till bete av vilda idisslare (bortom präriens historiska bison-mark). Detta motsäger Savorys argument att alla grässlätter betats historiskt, och är beroende av bete.

För det andra undersöktes om gräs vissnar och dör om det inte betas. Carter et al. (2014) fann att anledningen till att gräs vissnar och dör, och ersätts av andra mindre betesvänliga växter, inklusive invasiva arter, snarare är alltför intensivt bete, än avsaknaden av bete.

För det tredje fann Carter et al. (2014) att västra Nordamerikas grässlätters naturliga vegetation utvecklas normalt i avsaknad av bete. För det fjärde undersöktes Savorys påstående att stora djurs trampande är en viktig komponent för att upprätthålla livskraftiga ekosystem. Carter et al. fann att den allmänt förekommande biologiska skorpa på marken i torra och halvtorra områden, vilken Savory kallat grässlätternas ”cancer”, i själva verket är en högst

naturlig del av dessa ekosystem och fyller en viktig skyddande funktion. De fann inga vetenskapligt belagda positiva effekter av djurs trampande. Däremot fann de en rad negativa effekter till följd av bruten skorpa, däribland ökad erosion, ökad markpackning och minskad vatteninfiltration.

Slutligen konstaterades att boskap orsaker betydande utsläpp av växthusgaser, och att holistiskt bete inte kan vända klimatförändringarna. Sammanfattningsvis fann Carter et al. (2014) inte en enda vetenskaplig studie som visade att holistiskt bete är överlägset konventionellt bete.

3.3 Varför har vetenskapliga studier inte lyckats bekräfta de positiva effekter som många utövare vittnar om?

Till en början kan det konstateras att terminologi är en faktor som försvårar systematiska beskrivningar och litteraturanalys (McCosker, 2000; Teague et al. 2013; Briske et al. 2011). En stor uppsjö av olika benämningar förekommer, däribland *holistic grazing*, *planned grazing*, *prescribed grazing*, *management-intensive grazing*, *rest-rotation*, *deferred rotation*, *high frequency-short duration*, *season-long*, *intensive short-duration*, *multi-paddock*, *Savory grazing* och *cell grazing*. Det är i allmänhet oklart vad olika benämningar egentligen innebär, och ibland används olika benämning för samma system, eller samma benämning för olika system (Briske et al. 2011). En översikt över olika betessystem och hur de relaterar till holistiskt bete ges i McCosker (2000).

Debatten kring de möjliga effekterna av holistiskt bete i relation till kontinuerligt bete, och huruvida något system är överlägset något annat, är inte ny och inte heller initierad av Savory, utan kan på den nordamerikanska kontinenten spåras tillbaka till början av 1950-talet (Briske et al. 2011). Under de senaste decennierna har debatten karakteriserats av att företrädare för, och utövare av, holistiskt bete framhållit en rad fallstudier med goda resultat, ofta av typen vittnesmål, medan kritiker hävdar att enstaka vittnesmål, ibland inte ens vetenskapligt publicerade, inte räcker för att dra några säkra slutsatser (Briske et al. 2011).

Kritiserade sammanställningar

Slutsatsen att holistiskt bete inte är överlägset kontinuerligt bete tillskrivs ofta sammanställningarna av Holechek et al. (2000) och Briske et al. (2008), men Savory med flera avfärdar dessa sammanställningar och menar att ingen av de studier som ingår i dessa, egentligen avser ”riktigt” holistiskt bete (Itzkan, 2011; Itzkan, 2014; Teague et al. 2008;

Teague et al. 2013; Savory, 2013a; Gill, 2009). De ska dock nämnas att av dessa texter är endast den av Teague et al. (2013) vetenskapligt publicerad.

Teague et al. (2008) framhåller att det holistiska ramverket för beslutsfattande är en så central del av metoden att det inte går att bortse från, och att studier som gör det, ej kan anses avse riktigt holistiskt bete. I en senare studie noterar Teague et al. (2013) att endast tre studier i sammanställningen av Briske et al. (2008) tillämpade adaptiv skötsel, medan de övriga 38 var fixa konstellationer utan möjlighet till flexibilitet och anpassning.

Briske et al. (2011) medger att de studier som sammanställdes år 2008 medvetet hade standardiserats och fixerats, med det uttalade syftet att exkludera den flexibla dimensionen av metoden, då den ansågs bidra med okontrollerbar variation, och för att bättre kunna isolera effekten av vissa utvalda parametrar. Detta tillvägagångssätt, erkänner de, bidrog till att en av de viktigaste grundstenarna i holistiskt bete exkluderades, nämligen det holistiska ramverket för beslutsfattande med dess kontinuerliga justerande för att nå uppsatta mål, baserat på utövarnas erfarenhet och kunskap. Detta, föreslog de, förklarade troligen, åtminstone delvis, det ”glapp” mellan effekter som utövare rapporterar om, och som vetenskapliga studier kunnat belägga. Carter et al. (2014) var inne på samma spår och menade att påstådda positiva effekter av holistiskt bete troligen i högre grad kan härröras till själva *utförandet* av metoden, än till de grundläggande principerna.

Det holistiska ramverket för beslutsfattande har inte inkluderats i vetenskapliga studier

För att råda bot på detta har studier efterlysts som tar hänsyn till att holistiskt bete är ett komplext adaptivt system och som integrerar biofysikaliska och sociala komponenter, t.ex. målsättning, kunskap, erfarenhet och beslutsfattande (Briske et al. 2011; Teague et al. 2013). Sådana studier har ansetts kunna göra metoden mer rättvisa och ha större möjlighet att fånga potentiella positiva effekter. Teague et al. (2013) föreslog i linje med detta en möjlig, alternativ, testbar hypotes, nämligen (kortfattat): ”*holistiskt bete kan vara överlägset kontinuerligt bete, när det bedrivs för att nå så bra resultat som möjligt på gårdsnivå*”. En sådan hypotes är dock problematisk, eftersom den är svår att motbevisa.

Briske et al. (2008) pekar även på en möjlig psykologisk effekt, bestående i att förväntningarna på holistiskt bete varit väldigt högt ställda, åtminstone i USA, där mer eller mindre fantastiska berättelser om metodens effekter florerat under en period.

En effekt som varken studerats eller diskuterats särskilt mycket hittills är vilken roll utövarna själva spelar för uppnådda resultat. Det har visats att utövare av holistiskt bete i högre

utsträckning tillämpar ett systemtänkande än sina konventionella kollegor, och att de har en annorlunda mentalitet och synsätt än sina konventionella kollegor och i högre utsträckning värderar företeelser som heterogenitet, biodiversitet, resiliens och anpassning (Sherren et al. 2012). Vidare har det rapporterats att holistiskt bete kräver en ideologisk och kulturell anpassning, samt att kvinnor verkar ha en mer framträdande roll i verksamheten (Richards & Lawrence, 2009).

Det förefaller alltså som att en speciell typ av människor ansluter sig till metoden, alternativt att metoden i sig bidrar till att utveckla speciella karaktärsdrag. Många utövare genomgår utbildning, inte minst i det holistiska ramverket för beslutsfattande, som syftar just till effektivt resursutnyttjande och hög måluppfyllnad. Det är troligt att lantbrukare som tar detta steg har ett särskilt driv och vilja att förändra och förbättra sin verksamhet. Detta i kombination med högt ställda förväntningar torde delvis kunna förklara de positiva upplevelser och resultat som många lantbrukare vittnat om.

Kanske är det som Sherren et al. (2012) föreslår, det holistiska ramverket för beslutsfattande och det systemtänkande och planering utövare utbildas i, som är de viktigaste faktorerna för den framgång många utövare upplever och rapporterar om, snarare än själva betessystemet i sig. Och kanske är det därför tidigare studier som exkluderat den dimensionen inte kunnat påvisa några skillnader jämfört med konventionella metoder.

Kapitel 4. Kan holistiskt bete rädda klimatet?

Påståendet om att holistiskt bete kan lagra in så mycket kol (C) i marken att atmosfärens koldioxidhalt kan sjunka till förindustriell nivå på några årtionden har presenterats ett flertal gånger (Savory, 2008; Savory Institute, 2013a; Savory, 2013a) och stött på stark kritik från vetenskapligt håll, se t.ex. Briske et al. (2013; 2014), och Carter et al. (2014).

Den grund varpå detta uttalande vilar är högst otydlig – vilket i sig är anmärkningsvärt. Det förefaller vara baserat på en beräkning i en rapport utgiven av Savoryinstitutet, ”*Restoring the climate through capture and storage of soil carbon through holistic planned grazing*” (Savory Institute, 2013a), där det antagits att 2,5 ton C kan lagras in per ha och år, på 5 miljarder ha (en tredjedel av världens landyta) och under loppet av knappt 40 år.

En beräkning ger att: $2,5 \text{ t C/ha/år} \times 5 \text{ miljarder ha} \times 40 \text{ år} = 500 \text{ miljarder ton C}$. Detta är visserligen i närheten av de samlade utsläppen av kol sedan början av den industriella revolutionen, vilka uppgår till 555 miljarder ton C (se Bilaga 1) – problemet är att denna beräkning presenteras utan stöd eller källhänvisning – det förefaller vara ett räkneexempel baserat på överoptimistiska antaganden och spekulation⁴.

En rapport av Seth Itzkan⁵ (2014), publicerad på Savoryinstitutets hemsida, har i efterhand försökt att bidra med beräkningar som är något mer vetenskapligt underbyggda. Itzkan estimerar den genomsnittliga kolinlagringspotentialen till 1 – 2,4 ton C per ha och år, under 25 år och på 3,5 miljarder ha, vilket ger en total inlagring av 88 – 210 miljarder ton C. Den övre gränsen uppges vara baserad på ”visuell inspektion” av Itzkan själv av ”före-och-efter” fotografier. Det är oklart vad den undre angivna gränsen baseras på.

Det skall understrykas att Itzkans rapport inte är vetenskapligt publicerad, samt att ”visuell inspektion” av ”före-och-efter” fotografier inte är en vetenskapligt acceptabel metod för att med någon säkerhet bestämma förändringar av markkol (se kapitel 4.2), varför denna rapport ej ägnas mer utrymme här.

⁴ Det skall tilläggas att beräkningarna i Savoryinstitutets rapport (Savory Institute, 2013a) presenteras som osäkra, men dessa osäkerheter har inte vidareförmedlats av Savory.

⁵ Seth Itzkan presenterade år 2012 ett eget TED-tal på ämnet holistiskt bete och kolinlagring i mark, med titeln ”*Reversing global warming with livestock?*” - vilket kan ses som föregångaren till Savorys TED-tal, 2013. Itzkans tal har dock inte fått lika stor spridning.

4.1 Markdegradering – ett globalt problem

En stor del av världens (potentiella) betesmarker är belägna i torra områden, och det är på dessa marker Savoryinstitutet i första hand avser införa holistiskt bete. Torrmarker (*eng: drylands*) är miljöer där tillgången på vatten begränsar växtligheten (del Grosso et al. 2008). Världens torrmarker uppgår till 3,5 – 6,3 miljarder ha (26 – 47% av världens landareal) beroende på hur man väljer att klassificera mark (för mer information se Lal, 2001 och Bilaga 2).

Savory har upprepade gånger hävdade att cirka två tredjedelar av världens landareal håller på att desertifieras (Savory, 2011; 2013b), motsvarande ca 10 miljarder ha. Denna uppskattning förefaller vara baserad på visuella inspektioner av satellitfoton av jorden. Enligt *United Nations Convention to Combat Desertification* (UNCCD) definieras desertifiering som markdegradering i torra, halvtorra och sub-humida områden (UNCCD, 2012), se vidare i Bilaga 3. Det är oklart vad Savorys definition av desertifiering är.

Andra uppskattningar av den globala markdegraderingens utbredning och omfattning varierar från 0,6 – 3,6 miljarder ha, beroende på beräkningsmetod samt vilken typ av mark och graden av degradering som beaktas (se Tabell 4.1, samt Bilaga 3).

Tabell 4.1 Olika uppgifter om omfattningen av markdegradering på torrmarker, betesmarker och globalt.

Uppgift	Källa
Två tredjedelar av världens landareal håller på att desertifieras (Savory, 2011; 2013b), motsvarande ca 10 miljarder ha.	Savory (2011) och Savory (2013b, vid 2:30).
10 – 20% av världens torrmarker är degraderade, motsvarande 0,6 – 1,2 miljarder ha globalt (enligt den definition UNEP använder omfattar torrmarker 6,1 miljarder ha globalt).	Millenium Ecosystem Assessment (MA, 2005).
20 – 35% av världens permanenta betesmarker är degraderade, motsvarande 0,7 – 1,2 miljarder ha globalt (enligt den definition FAO använder omfattar dessa marker 3,5 miljarder ha globalt).	FN:s livsmedels- och jordbruksorganisation FAO (Conant, 2010).
Markdegradering orsakad av mänsklig aktivitet uppgår till 2 miljarder ha globalt. Markdegradering på permanenta betesmarker uppgår till 0,68 miljarder ha (21% av den totala arealen betesmark).	Oldeman (1992).
24% av den globala landarealen har degraderats mellan 1981 och 2003, motsvarande 3,6 miljarder ha, samt ytterligare 12 miljoner ha, en yta motsvarande Bulgarien, tillkommer årligen.	UNCCD (2012).

Med andra ord förefaller Savorys uppfattning om omfattningen av markdegradering vara starkt överdriven. Klart är dock att markdegradering är ett stort problem på många håll, och att pågående klimatförändringar och växande avkastningskrav i takt med att världens befolkning ökar ytterligare hotar att försvåra situationen. Enligt UNCCD är det mest kostnadseffektiva och praktiskt genomförbara för att minska markdegraderingens skadeverkningar att förhindra ytterligare markdegradering, snarare än att försöka återställa redan degraderad mark (UNCCD, 2012). På ett praktiskt plan handlar det om att undvika erosion och degradering genom att bevara växtligheten och dess skyddande funktion. En viktig faktor är att bete, då det förekommer, inte överskrider markens kapacitet.

Inom holistisk bete anses en brist på betande djur vara en orsak till markdegradering (Weber & Horst, 2011). Enligt UNCCD är att orsakerna till markdegradering komplexa och plats-specifika, och generellt sett en kombination av klimatfaktorer och mänskliga faktorer och snarare en orsak av *för mycket*, än *för lite*, bete (UNCCD, 2012).

Ny forskning baserad på analys av satellitfoton har dessutom visat att halvtorra landområden globalt sett blivit allt grönnare under perioden 1981 till 2007 (Fensholt et al. 2012), vilket utmanar inte bara Savorys påståenden, utan även den allmänna uppfattningen.

4.2 Kolinlagring i mark

Kolinlagring i mark syftar på växters upptag av koldioxid från atmosfären via fotosyntes, inlagring i marken i form av organiskt kol via rötter och dött organiskt material, samt omvandling från organiskt kol till stabilare former i humus som kan lagras längre (Lal, 2004a).

Tempererade grässlätter och tropiska savanner uppgår till 3,5 miljarder ha (23% av jordens landareal) och lagrar över 600 miljarder ton C, varav nästan 87% i marken, se Bilaga 2.

Markbaserade ekosystem har historiskt förlorat stora mängder kol

Markdegradering på torrmarker leder generellt till förlust av mark- och vegetationsbundet kol (Lal, 2001; Lal, 2003). Sedan början av den industriella revolutionen har markbaserade ekosystem sammantaget förlorat i storleksordningen 30 miljarder ton C, enligt den senaste rapporten från FN:s klimatpanel (se Bilaga 1). Lal (2001) uppskattade att 19 – 29 miljarder ton C kan ha gått förlorade från markbaserade ekosystem historiskt enbart på grund av markdegradering på torrmarker.

Det faktum att stora mängder kol historiskt gått förlorade från markbaserade ekosystem innebär att dessa marker hyser en stor kolinlagringspotential. Denna potential räcker dock inte

för att bromsa de pågående klimatförändringarna, vilket en jämförelse med de historiska förlusterna visar. Även om allt kol som historiskt gått förlorat från markbaserade ekosystem skulle kunna återinlagras, skulle det inte täcka mer än dryga 5% av de samlade utsläppen av kol sedan början av den industriella revolutionen (se Bilaga 1), och inte ändra det faktum att klimatförändringarna måste tacklas med en rad olika åtgärder.

Välkänd, men inte entydig, koppling mellan överbete och markdegradering

Det är allmänt känt och vida accepterat att ett allt för intensivt, eller okontrollerat, bete kan leda till markdegradering, eftersom det minskar växtligheten och därmed vegetationens förmåga att skydda marken mot erosion (Conant & Paustian, 2002; Conant, 2010; MA, 2005; Lal, 2001; UNCCD, 2012; Oldeman, 1992; Milchunas & Lauenroth, 1993).

Till exempel rapporterar Oldeman (1992) att överbete är den främsta orsaken till markdegradering globalt, med 680 miljoner ha degraderad mark till följd av överbete (motsvarande 4,5% av världens totala landareal). Vidare rapporterar Oldeman (1992) att överbete till ungefär lika stor del orsakar vind-, som vattenerosion, samt att markdegradering till följd av överbete är mest utbrett i Afrika och Asien.

Dock är det inte entydigt så att bete alltid tär på naturliga ekosystem. En sammanställning av 97 studier med jämförande data från 236 platser över hela världen undersökte effekterna av bete på markens växtlighet (nettoprimärproduktion ovan jord), samt på markens halt av organiskt kol (Milchunas & Lauenroth, 1993). De fann att även om bete i de flesta fall inverkar negativt på växtproduktionen, fanns det situationer där bete gynnade densamma – dessa kännetecknades av en lång evolutionär beteshistoria, ett måttligt betestryck under kort tid samt låg nettoprimärproduktion.

Hur mycket kol kan marken lagra in, och vilka åtgärder kan öka kolinlagringen?

Vetenskapligt publicerade studier rapporterar att kolinlagringspotentialen (på olika typ av mark, och för olika typer av åtgärder) varierar mellan 0,03 – 1 ton C per ha och år i genomsnitt (Tabell 4.2). Summerat över areal uppgår den totala inlagringspotentialen till 0,5 – 1,9 miljarder ton C per år, globalt, vilket motsvarar högst 20% av nuvarande årliga utsläpp av kol (se Bilaga 1). Den totala inlagringspotentialen kan därmed inte bidra till att minska atmosfärens koldioxidhalt utan endast till att minska den årliga ökningstakten något.

Tabell 4.2 Urval av studier av kolinlagringspotentialer i mark, globalt och/eller regionalt. För en utökad version av Tabell 4.2, se Bilaga 6.

Studie	Kolinlagringspotential	Kommentar
<i>Kolinlagringspotential per ha och år (ton C per ha och år)</i>		
Smith et al. 2008	0,03 – 0,22	Genomsnittlig potential på gräsmarker till följd av förbättrad skötsel med avseende på bete, näringstillförsel och gräselddning; medelvärden för torr respektive humid klimatzon, se vidare Tabell 4.3.
Smith et al. 2008	0,42 – 0,76	Potential på gräsmarker, vid tillförsel av naturgödsel.
Ogle et al. 2004	0,1 – 0,9	Potential på brukade gräsmarker i USA, till följd av förbättrade skötselmetoder, under 20 år, bl.a. näringstillförsel, bevattning, och insådd av baljväxter.
Conant & Paustian, 2002	0,05 – 0,69	Potential vid övergång från intensivt till måttligt bete på överbetade gräsmarker.
Conant et al. 2001	0,54	Potential på gräsmarker, till följd av förbättrade skötselmetoder, medelvärde av 126 studier, se vidare Tabell 4.4.
Conant et al. 2001	0,35	Potential på gräsmarker, till följd av förbättrad betesskötsel (31 studier), se vidare Tabell 4.4.
Soussana et al. 2007	1	Genomsnitt på nio europeiska gräsmarker under två år. Har kritiserats av Smith (2014) för att vara orimligt hög (se text).
<i>Kolinlagringspotential per år (miljarder ton C per år) – summerat över areal</i>		
Petri et al. 2010	0,5	Total kolinlagringspotential på världens gräsmarker, markens översta 30 cm.
Lal, 2004a	0,9 ± 0,3	Kolinlagringspotential globalt (all slags mark), vid införande av förbättrade jordbruksmetoder samt skötselmetoder som förhindrar degradering på betesmarker.
Lal, 2001	0,9 – 1,9	Kolinlagringspotential på världens torrmarker, vid åtgärder för att förhindra markdegradering och för markrestaurering.
<i>Total kolinlagringspotential (miljarder ton C) – summerat över areal och tid</i>		
Denna rapport	26,5	Räknat över 1 miljard ha och en linjärt avtagande kolinlagringstakt under 100 år, se vidare Kapitel 4.3
Lal, 2001	12 – 18	Kolinlagringspotential på världens torrmarker under loppet av 25 – 50 år vid åtgärder för att förhindra markdegradering och för markrestaurering.
Lal, 2004a	30 – 60	Total kolinlagringspotential globalt (all mark), under loppet av 25 – 50 år och vid införande av förbättrade jordbruksmetoder samt skötselmetoder som förhindrar degradering på betesmarker.
IPCC, 2001	140	En absolut övre gräns för hur mycket kol alla landbaserade ekosystem potentiellt skulle kunna absorbera under loppet av 100 år, under extremt optimistiska antaganden.

Summerat över areal och tid uppgår den totala inlagringspotentialen till 12 – 60 miljarder ton C under en 25 – 50-årsperiod, eller 140 miljarder ton C under en 100-årsperiod som en absolut övre gräns (Tabell 4.2). Detta kan jämföras med de samlade utsläppen av kol sedan början av den industriella revolutionen om 555 ± 85 miljarder ton C (Bilaga 1), vilket återigen visar att kolinlagring i mark inte räcker för att komma till bukt med rådanade klimatförändringar.

De flesta långtidsanalyser av den potentiella kolinlagringen i mark är modelleringsstudier (Jones, 2010), men det finns också fältstudier där växthusgasflöden uppmätts. Soussana et al. (2007) mätte flöden av växthusgaser (koldioxid, lustgas och metan) på nio europeiska gräsmarker med olika typer av skötsel (däribland rotationsbete, kontinuerligt bete samt höskörd) under två år, och kom fram till att dessa produktionssystem i snitt absorberade kol i storleksordningen 1 ton C per ha och år. Notera att denna kolinlagringstakt är samma som den undre gräns Itzkan (2014) rapporterade (se ovan).

Studien av Soussana et al. (2007) har dock kritiserats för att den beräknade kolinlagringstakten är orimligt hög (Smith, 2014)⁶. Smiths kritik bestod bland annat i att det hittills inte kunnat påvisas experimentellt i långtidsstudier att kolförrådet i gräsmarker faktiskt ökar, i den storleksordning som flödesmätningarna i Soussana et al. (2007) antyder. Ett exempel är en sammanställning av nio studier på organiskt markkol i europeiska gräsmarker med mätningar under 10 – 50 år (Schrumpf et al. 2011) som inte kunde påvisa någon tydlig trend, utan fann studier som rapporterade såväl om ökning, som minskningar eller inga förändringar av organiskt kol över tid. Ett annat exempel är en studie av Bellamy et al. (2005) som sammanställde uppmätt markkolsdata från 1978 – 2003 från gräsmarker i England och Wales med olika typer av skötsel, och fann en liten till måttlig minskning över tid.

Vidare ansåg Smith (2014) att en kolinlagringspotential om 1 ton C per ha och år som rapporterats av Soussana et al. (2007) dels var orimligt hög, och dels troligen inte primärt berodde på nuvarande skötselmetoder, utan snarare på effekterna av en förändrad markanvändning många decennier tidigare. Det kan nämligen ta uppemot 100 år från det att en förändring i markanvändning sker tills markens kolbalans uppnår en ny jämvikt (se Bilaga 5 för mer information om tidsskalor associerade med kolinlagring i mark). Det är troligt att många marker i Europa som idag brukas som gräsmark tidigare odlats, och på grund av det,

⁶ Det kan tilläggas att då växthusgaserna dikväveoxid (lustgas) från marken, och metan från betande boskap inkluderades balanserades upptag och utsläpp i stort sett och produktionssystemen framstod som i växthusgasmässig jämvikt.

ännu till viss del fungerar som kolsänkor. Det skall även noteras att Soussana et al. (2007) studerat kolinlagringen i välskötta och högavkastande europeiska gräsmarker, vilket betyder att dessa resultat inte rakt av kan överföras till marker i torrare områden.

Förbättrade skötselmetoder kan öka markens kolförråd

Det är emellertid känt att förbättrade skötselmetoder kan ha en positiv inverkan på markkol, särskilt på marker som tidigare varit, eller är, misskötta och därmed utarmade på markkol, även om vetenskapliga studier inte alltid är samstämmiga (IPCC, 2007; Jones, 2010).

Vetenskapliga studier nämner bl.a. följande åtgärder för att öka kolinlagringen på grässlätter/betesmark (Bilaga 6): förbättrad betesskötsel, minskad förekomst av gräselddning, åtgärder för att höja markens näringsinnehåll inklusive tillförsel av naturgödsel, bevattning, insådd av baljväxter, inplantering av daggmaskar samt insådd av förbättrade grässorter och/eller andra växtsorter med skyddande egenskaper.

Det som utmärker en förbättrad betesskötsel med potential att öka kolinlagringen är att den syftar till att maximera växtligheten snarare än produktiviteten per djur, samt till att förbättra markens vattenbalans och minska risken för markdegradering (Conant, 2010).

Även FN:s klimatpanel (IPCC, 2007, sid. 508) uppmärksammar förbättrade betesskötsel (jämfört med minskad förekomst av gräselddning) som en viktig åtgärd för att öka kolinlagringen i betesmarker. Det skall understrykas att i den mån IPCC och FAO identifierar förbättrad betesskötsel som en åtgärd med potential att öka kolinlagringen i betesmarker, är detta i huvudsak i relation till ett referensscenario baserat på nu rådande skötselmetoder, som ofta är oreglerade. "Förbättrad betesskötsel" handlar alltså om att anpassa det bete som förekommer till lokala förhållanden med avseende på markens bärighet.

Att bete *i sig* inte automatiskt ökar markens kolförråd styrks av resultat från studien av Milchunas & Lauenroth (1993), som sammanställde 97 studier med jämförande data från 236 platser över hela världen, utan att finna någon koppling mellan bete och markens halt av organiskt material (ungefär lika många positiva som negativa enskilda resultat).

Om skötselmetoder däremot representerar en *förbättring* av rådande skötselmetoder kan det gynna kolinlagringen under en begränsad tid. Smith et al. (2008) sammanställde resultaten från ett stort antal studier på den potentiella kolinlagringen i gräsmark till följd av förbättrade skötselmetoder med avseende på bete, näringstillförsel och gräselddning. De fann en potentiell kolinlagring från blygsamma 0,03 ton C per ha och år i torr klimatzon, till 0,22 ton C per ha och år i humid klimatzon (Tabell 4.3).

Tabell 4.3 Potentiell kolinlagring i gräsmark till följd av förbättrad skötsel med avseende på bete, näringstillförsel och gräseldning, i olika klimatregioner (källa: Smith et al. 2008). Positiva värden syftar på inlagring av kol; negativa värden syftar på utsläpp av kol.

Klimatzon	Potentiell kolinlagring (ton C per ha och år)		
	medelvärde	lågt estimat	högt estimat
Torr	0,03	- 0,15	0,21
Humid	0,22	0,03	0,41

Den kanske största och mest gedigna sammanställningen av kunskapsläget gällande potentialen hos olika typer av åtgärder att öka kolinlagringen i gräsmarker genomfördes av Conant et al. (2001) och inkluderade 126 studier (Tabell 4.4).

Tabell 4.4 Kolinlagringspotentialen på gräsmarker vid olika typer av åtgärder (källa: Conant et al. 2001).

Åtgärd	Antal studier	Kolinlagringspotential (ton C per ha och år)
bevattning	1	0,11
näringstillförsel	40	0,30
förbättrad betesskötsel	31	0,35
omvandling: naturlig mark till betesmark	17	0,35
omvandling: odlad mark till betesmark	23	1,01
insådd av baljväxter	8	0,75
inplantering av dagmaskar	2	2,35
insådd av förbättrade grässorter	4	3,04
alla	126	0,54

Kolinlagringspotentialen varierade mellan de olika åtgärderna från 0,11 (bevattning) till 3,04 (insådd av förbättrade grässorter) ton C per ha och år, med ett medelvärde över alla åtgärder på 0,54 ton C per ha och år (Tabell 4.4). Conant et al. (2010) noterade också att inlagringen i huvudsak var koncentrerad till markens översta 10 cm, samt som störst de första 40 åren efter en omställning – dessa inlagringstakter kan med andra ord inte fortgå med oförändrad takt år efter år, som ibland antas (för mer information om tidsskalor associerade med kolinlagring i mark, se Bilaga 5).

För åtgärden ”förbättrad betesskötsel” sammanställdes resultaten från 31 studier från 10 länder på samtliga kontinenter, publicerade mellan år 1950 och 2000⁷. Enligt dessa uppgår den genomsnittliga kolinlagringspotentialen till 0,35 ton C per ha och år (Tabell 4.4). Detta är sju gånger mindre än den inlagring av 2,5 ton C per ha och år, som Savoryinstitutet uppgett (Savory Institute, 2013a).

En majoritet av de studier som ingick i sammanställningen var från områden med en lång evolutionär beteshistoria, måttligt bete och låg primärproduktion – faktorer som i kombination med bete har visats inverka positivt på växtproduktionen (Milchunas & Lauenroth, 1993). Det är därmed troligt att den uppmätta kolinlagringstakten kan härröras till en ökad växtlighet som uppnåtts under gynnsamma omständigheter (Conant et al. 2001). För de studier som ej uppfyllde dessa kriterier på gynnsamma omständigheter, minskade istället mängden markbundet kol till följd av bete, med nästan 2% per år (Conant et al. 2001), vilket även det är i linje med resultat från sammanställningen av Milchunas & Lauenroth (1993).

Vidare kan det konstateras att det i enstaka studier rapporteras om kolinlagringspotentialer i den storleksordning som Savoryinstitutet räknat med, t.ex. 3 ton C per ha och år vid insådd av förbättrade grässorter (Tabell 4.4). Så pass höga inlagringspotentialer skall ses som maxvärden som kan uppnås på de mest fertila jordar i de mest fördelaktiga klimatzoner, och inte medelvärden över en varierande, och för världen representativ, uppsättning av mark- och klimatförhållanden.

Mot bakgrund av de stora mängder kol världens grässlätter och tropiska savanner lagrar, och den globala markdegraderingens utbredning och skadeverkningar, poängterade Smith (2014) att det finns mer kol att förlora än vad som potentiellt kan lagras in, och att kollager lättare och snabbare töms än byggs upp, varför styrmedel och förvaltningsåtgärder i första hand bör syfta till att förhindra ytterligare markdegradering och bevara befintliga kollager, snarare än att öka desamma.

Många mätningar under lång tid krävs för att studera förändringar i markkol

Svårigheter med att studera kolhalter i mark och dess samband med skötselmetoder är dels de mycket varierande situationer och regionala förutsättningar som finns på olika platser i världen, med avseende på klimat, jord, betesdrifter och vegetation (Jones, 2010; Follet et al. 2001), och dels svårigheten i att mäta förändringar av kolhalten som på årsbasis är liten

⁷ Appendix A i Conant et al. (2001): <http://www.esapubs.org/archive/appl/A011/005/appendix-A.htm> (10 okt, 2014)

jämfört med markens totala innehåll av kol (Smith, 2004; Dungait et al. 2012). För säkra resultat krävs typiskt en stor mängd prover och mätningar under lång tid (Smith, 2004). Schrupf et al. (2011) rapporterade att det kan ta uppemot 15 år att säkerställa förändringar i markkol om 100 jordprov från markens översta 10 cm regelbundet analyseras. Det betyder att det tar längre tid att säkerställa förändringar om antalet jordprov är färre. Studier med ett fåtal jordprover, eller mätningar under kort tid, skall därmed betraktas som mycket osäkra (inklusive alla former av ”visuella inspektioner”). Det skall dessutom noteras att den kunskap varpå markkolsmodeller bygger har förändrats mycket det senaste decenniet, och ännu är under utveckling (se t.ex. Dungait et al. 2012), vilket ytterligare understryker de osäkerheter som finns.

4.3 Räkneexempel

Antag att:

1. holistiskt bete kan införas på 1 miljard ha i linje med Savoryinstitutets mål;
2. växtproduktionen i form av nettoprimärproduktion (NPP) ovan och under mark) innan holistiskt bete införs är 3,8 ton C per ha och år (se Bilaga 4);
3. växtproduktionen i form av NPP kan fördubblas till följd av att holistiskt bete införs;
4. kolinlagringen i mark är 10% av NPP år 1, och
5. kolinlagringen avtar linjärt från 10% av NPP år 1, ner till 2% under de första 50 åren, och därefter från 2% ner till 0%, under nästkommande 50 år – kolinlagringen fortgår därmed under loppet av 100 år.

Under dessa (sammantaget) mycket optimistiska antaganden (se nedan) uppgår kolinlagringen det första året till 0,76 ton C per ha och år ($=3,8 \text{ ton C/ha/år} \times 2 \times 10\%$), motsvarande 0,76 miljarder ton C globalt. Notera att dessa siffror stämmer förhållandevis väl överens med de resultat från vetenskapliga studier (Tabell 4.2). Optimistiska antaganden till trots motsvarar 0,76 miljarder ton C inte ens 10% av nuvarande årliga utsläpp på 9,5 miljarder ton C (se Bilaga 1), ens när kolinlagringstakten är som högst (år 1).

Den totala kolinlagringspotentialen över 100 år uppgår till 26,5 miljarder ton C (som också stämmer förhållandevis väl överens med resultat från vetenskapliga studier, se Tabell 4.2). 26,5 miljarder ton C motsvarar mindre än 5% av de totala utsläppen om 555 miljarder ton C sedan början av den industriella revolutionen (se Bilaga 1). Holistiskt bete kan därmed inte rädda klimatet.

Hur rimliga är då antagandena i räkneexemplet ovan?

1. Holistiskt bete på 1 miljard ha är i linje med Savoryinstitutets mål, och motsvarar 1/15 av världens totala landyta (se Bilaga 1). För närvarande bedrivs holistiskt bete på 15 miljoner ha (Savory Institute, 2014b) och förutsättningarna för att inom en snar framtid öka denna areal med en faktor 67 är en enorm utmaning. FN:s livsmedels- och jordbruksorganisation FAO (Conant, 2010) har uppskattat att 5 – 10% av världens permanenta betesmarker rimligen skulle kunna placeras under någon form av förvaltning med syfte att öka kolinlagring, till år 2020, med hjälp av incitament, lagstiftning, och utbildning, motsvarande 175 – 350 miljoner ha. Mot denna bakgrund är detta ett extremt optimistiskt antagande.
2. En ursprunglig NPP om 3,8 ton C per ha och år motsvarar den högre totala genomsnittliga NPP ovanför och under marken (dvs. även i rötterna) enligt del Grosso et al. (2008), se Bilaga 4. Enligt del Grosso et al. (2008) har grässlätter en betydligt lägre NPP (1,7 ton C per ha och år). Om holistiskt bete införs storskaligt är det därmed troligt att den genomsnittliga NPP på den areal som tas i bruk är lägre än vad som antagits här, varför detta antagande får betraktas som mycket optimistiskt.
3. En fördubblad växtproduktion: världens grässlätter och savanner befinner sig i områden där växtligheten är begränsad av nederbörd och temperatur (del Grosso et al. 2008), vilket är klimatfaktorer som en specifik betesmetod inte kan påverka. Inte heller någon av de studier som ingår i Savoryinstitutets forskningsportfölj (se Kapitel 3.1) ger stöd åt en ökad biomassaproduktion i denna storleksordning. Även detta antagande bedöms därför som mycket optimistiskt.
4. En kolinlagring på 10% av NPP år 1 bedöms som ett relativt optimistiskt estimat.
5. Kolinlagring i mark är en långsam process, där inlagringstakten är som högst inledningsvis efter att en förändring införts, för att därefter avta, i takt med att kollagren mätts och marken uppnår en ny balans, se vidare i Bilaga 5. Jones (2010) och Smith (2014) rapporterade att det kan ta uppemot 100 år från det att en förändrad markanvändning sker tills ett nytt jämviktsläge uppnås. Lal (2001) menade att kolinlagringen för praktiska beräkningar är som störst de första 25 – 50 åren efter en förändrad markanvändning och därefter för låg för att spela någon större roll. Baserat på detta är det rimligt, och förhållandevis optimistiskt, att räkna med en kolinlagring som fortgår under loppet av 100 år. Vidare är det rimligt att anta att inlagringstakten är avtagande, i takt med att lagren mätts, se bl.a. Smith (2014). Trots att kolinlagring i

mark i verkligheten är en icke-linjär process bedöms linjärapproximation som en rimlig förenkling i denna beräkning.

4.4 Savoryinstitutets syn på metanutsläpp från boskap

Savoryinstitutet har publicerat en rapport som behandlar synen på metanutsläpp från boskap (Savory Institut, 2013b), vars huvudtes går ut på att det troligen inte finns något samband mellan dessa utsläpp och halten av metan i atmosfären, med hänvisning till en rapport från Internationella atomenergiorganet (IAEA, 2008), samt en idé om att det historiskt funnits ”mycket stora” populationer av idisslare på jorden utan att den atmosfäriska metankoncentrationen tidigare påverkats.

Gällande tesen att det inte finns något samband mellan metanutsläpp från boskap och atmosfärens stigande koncentration av metan, kan den avfärdas helt, då den går helt på tvärs med den samlade vetenskapen. Det är helt klarlagt att idisslande djurs matsmältning ger upphov till utsläpp av metan, att utsläpp av metan från idisslande djurs matsmältning står för en betydande del av de samlade utsläppen av metan; att metan är en kraftfull växthusgas, samt att den atmosfäriska halten av metan har stigit kraftigt sedan början av den industriella revolutionen, se Bilaga 7.

Föreställningen om att det historiskt funnits ”mycket stora” populationer av idisslare förefaller vara grundlös spekulering, som inte stöds av tillgänglig information. Sammantaget har världens population av stora idisslare (nötkreatur, bufflar, hästar samt vilda idisslare) mer än sexfaldigats under loppet av ett halvt millenium – under samma period har antalet nötkreatur ökat med mer än en faktor 20, se Bilaga 8.

Avslutningsvis kan noteras att även om förbättrade betesskötselmetoder kan ha positiva effekter på marken i övrigt, är det troligt att metanutsläppen från ett ökande antal boskap överväger de eventuella positiva effekterna från kolinlagring i mark.

Kapitel 5. Slutsatser

- Vetenskapligt publicerade litteratursammanställningar som jämfört olika betessystem har konsekvent dragit slutsatsen att holistiskt bete inte är överlägset konventionellt eller kontinuerligt bete. En möjlig förklaring är att det holistiska ramverket för beslutsfattande hittills inte inkluderats i vetenskapliga utvärderingar av metoden.
- De vetenskapligt publicerade studier som Savoryinstitutet själv lyfter fram är relativt få (11 st); begränsade i tid, plats och mängd analyserad data; pekar delvis åt olika håll och rapporterar om förändringar som i de flesta fall inte är särskilt stora. Metodens påstådda fördelar förefaller därmed vara starkt överdrivna och/eller sakna brett vetenskapligt stöd.
- En lång rad av Savoryinstitutets påståenden går direkt på tvärs med den samlade vetenskapen, t.ex. gällande orsakerna till markdegradering, effekten av djurs trampande på mark och vegetation, och sambandet mellan metanutsläpp från boskap och atmosfärens stigande koncentration av metan.
- Studier har visat att bete i de flesta fall inverkar negativt på växtproduktionen, men det finns situationer där bete tvärtom gynnar densamma – dessa kännetecknas av en lång evolutionär beteshistoria, ett måttligt betestryck under kort tid samt låg nettoprimärproduktion.
- Förbättrade betesskötselmetoder har potential att bidra till förbättrad markstatus på en stor del av världens degraderade marker. Av allt att döma är holistiskt bete ett exempel på god boskaps- och betesskötsel. Om ökad växtproduktion, snarare än maximal avkastning, är en explicit målsättning, torde holistiskt bete kunna bidra till bättre markförvaltning och resurshushållning på många håll – däremot finns inget som tyder på att holistiskt bete skulle fungera bättre än andra åtgärder med samma syfte.
- Förbättrad betesskötsel på gräsmarker kan lagra in i genomsnitt 0,35 ton C per ha och år, enligt en stor vetenskapligt publicerad kunskapssammanställning – vilket är sju gånger mindre än den kolinlagring Savoryinstitutet uppgett och som förefaller ligga till grund för påståendet att metoden kan omvända klimatförändringarna.
- Den totala kolinlagringspotentialen på betesmarker överstiger inte 0,8 ton C per ha och år, eller 27 miljarder ton C totalt, enligt ett räkneexempel i denna rapport baserat på mycket optimistiska antaganden. 27 miljarder ton C motsvarar mindre än 5% av de totala utsläppen av kol sedan början av den industriella revolutionen. Holistiskt bete kan därmed inte rädda klimatet.

Referenser

Alfaro-Arguello, R.; Diemont, S. A.; Ferguson, B. G.; Martin, J. F.; Nahed-Toral, J.; David Álvarez-Solís J.; Ruíz, R. P. (2010) Steps toward sustainable ranching: An emergy evaluation of conventional and holistic management in Chiapas, Mexico. *Agricultural systems* 103 (9), 639-646.

Andersson, J.; Ohlsson, S. (2013) Pressmedelände: Forskaren Allan Savory gästtalar på konferens om Holistic Management på SLU Ultuna om hur kor kan omvända klimatetförändringen! <http://fabod.nu/wp-content/uploads/131114-Pressmedelände-Holy-Cow.pdf> (10 okt, 2014)

Bellamy, P. H.; Loveland, P. J.; Bradley, R. I.; Lark R. M.; Kirk, G. J. (2005) Carbon losses from all soils across England and Wales 1978–2003. *Nature* 437 (7056), 245-248.

Briske, D. D.; Ash, A. J.; Derner, J. D.; Huntsinger, L. (2014) Commentary: A critical assessment of the policy endorsement for holistic management. *Agricultural Systems*, 125, 50-53.

Briske, D. D.; Bestelmeyer, B. T.; Brown, J. R.; Fuhlendorf, S. D.; Wayne Polley, H. (2013) The Savory method can not green deserts of reverse climate change. *Rangelands* 35 (5), 72-74; <http://dx.doi.org/10.2111/RANGELANDS-D-13-00044.1>

Briske, D.; Derner, J.; Brown, J.; Fuhlendorf, S.; Teague, R.; Gillen, B.; Ash, A.; Havstad, K.; Willms, W. (2008) Rotational Grazing on Rangelands: An Evaluation of the Experimental Evidence. *Rangeland Ecology and Management* 61, 3-17.

Briske, D. D.; Sayre, N. F.; Huntsinger, L.; Fernandez-Gimenez, M.; Budd, B.; Derner, J. D. (2011) Origin, Persistence, and Resolution of the Rotational Grazing Debate: Integrating Human Dimensions Into Rangeland Research. *Rangeland Ecology & Management* 64 (4): 325-334.

Carter, J.; Jones, A.; O'Brien, M.; Ratner, J.; Wuerthner, G. (2014) Holistic Management: Misinformation on the Science of Grazed Ecosystems. *International Journal of Biodiversity*, 1-10.

Conant, R. T. (2010) Challenges and Opportunities for Carbon Sequestration in Grassland Systems: A Technical Report on Grassland Management and Climate Change Mitigation. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO): Rom.

Conant, R. T.; Paustian, K. (2002) Potential soil carbon sequestration in overgrazed grassland ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles* 16 (4): 90-1 – 90-9.

- Conant, R. T.; Paustian, K.; Elliott, E. T. (2001) Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecological Applications* 11 (2): 343-355.
- Crutzen, P. J.; Aselmann, I.; Seiler, W. (1986) Methane production by domestic animals, wild ruminants, other herbivorous fauna, and humans. *Tellus*, 38B (3-4), 271-284.
- del Grosso, S.; Parton, W.; Stohlgren, T.; Zheng, D.; Bachelet, D.; Prince, S.; Hibbard, K.; Olson, R. (2008) Global potential net primary production predicted from vegetation class, precipitation, and temperature. *Ecology* 89 (8), 2117-2126.
- Dungait J. A.; Hopkins, D. W.; Gregory, A. S.; Whitmore, A. P. (2012) Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology* 18 (6), 1781-1796.
- Earl, J.; Jones, C. (1996) The need for a new approach to grazing management-is cell grazing the answer? *The Rangeland Journal* 18 (2): 327-350.
- FAOSTAT. FAO:s statistiska databas. Statistics Division of the Food and Agriculture Organization of the United Nations: Rom. <http://faostat.fao.org>.
- Fensholt, R.; Langanke, T.; Rasmussen, K.; Reenberg, A.; Prince, S. D.; Tucker, C.; et al. (2012) Greenness in semi-arid areas across the globe 1981–2007—An Earth Observing Satellite based analysis of trends and drivers. *Remote Sensing of Environment*, 121, 144-158.
- Ferguson, B. G.; Diemont, S. A.; Alfaro-Arguello, R.; Martin, J. F.; Nahed-Toral, J.; Álvarez-Solís D.; Pinto-Ruíz, R. (2013) Sustainability of holistic and conventional cattle ranching in the seasonally dry tropics of Chiapas, Mexico. *Agricultural Systems* 120: 38-48.
- Follett, R. F.; Kimble, J. M.; Lal, R. (Eds) (2001) *The Potential of U.S. Grazing Lands to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect*; CRC Press LLC.
- Follett, R. F. Reed, D. A. (2010) Soil Carbon Sequestration in Grazing Lands: Societal Benefits and Policy Implications. *Rangeland Ecology & Management* 63 (1): 4-15.
- Fynn, A. J.; Alvarez, P.; Brown, J. R.; George, M. R.; Kustin, C.; Laca, E. A.; Oldfield, J. T.; Schohr, T.; Neely C. L.; Wong. C. P. (2009) Soil carbon sequestration in U.S. rangelands: Issues paper for protocol development. New York, NY, USA, Environmental Defense Fund.
- Gerber, P. J., Steinfeld, H.; Henderson, B.; Mottet, A.; Opio, C.; Dijkman, J.; Falcucci, A.; Tempio, G. (2013) *Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rom.

Gill, C. (2009) Doing What Works. Range Magazine: 48-50.

Holechek, J. L.; Gomes, H.; Molinar, F.; Galt, D.; Valdez, R. (2000) Short duration grazing, the facts in 1999. Rangelands 22:18-22.

HYDE databas (2014) Livestock numbers.

<http://themasites.pbl.nl/tridion/en/themasites/hyde/landusedata/livestock/index-2.html>

Hristov, A. N. (2012) Historic, pre-European settlement, and present-day contribution of wild ruminants to enteric methane emissions in the United States. Journal of Animal Science, 90:1371-1375.

IAEA (2008) Belching Ruminants, a minor player in atmospheric methane. International Atomic Energy Agency. <http://www-naweb.iaea.org/nafa/aph/stories/2008-atmospheric-methane.html> (2 maj, 2014)

IPCC (2000) Land use, land use change and forestry. Watson, R. T.; Noble, I. R.; Bolin, B.; Ravindranath, R. H.; Verardo, D. J.; Dokken, D. J. (Eds.) Cambridge University Press, UK. http://www.ipcc.ch/ipccreports/sres/land_use/index.php?idp=19

IPCC (2001) Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Houghton, J. T.; Ding, Y.; Griggs, D. J.; Noguer, M., van der Linden, P. J.; Dai, X.; Maskell, K.; Johnson, C. A. (Eds.) Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

IPCC (2007) Climate Change 2007: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change; Metz, B.; Davidson, O. R.; Bosch, P. R.; Dave, R.; Meyer, L. A. (Eds) Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

IPCC (2013) Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change; Stocker, T. F.; Qin, D.; Plattner, G.-K.; Tignor, M.; Allen, S. K.; Boschung, J.; Nauels, A.; Xia, Y.; Bex, V.; Midgley, P. M. (Eds.) Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Itzkan, S. (2011) Regarding Holechek and Briske, and Rebuttals by Teague, Gill & Savory. <http://www.planet-tech.com/blog/regarding-holechek-savory>

Itzkan, S. (2014) Upside (Drawdown) The Potential of Restorative Grazing to Mitigate Global Warming by Increasing Carbon Capture on Grasslands.

[http://www.savoryinstitute.com/current-news/current-news/upside-\(drawdown\)-the-potential-of-restorative-grazing-to-mitigate-global-warming-by-increasing-carbon-capture-on-grasslands-planettech/](http://www.savoryinstitute.com/current-news/current-news/upside-(drawdown)-the-potential-of-restorative-grazing-to-mitigate-global-warming-by-increasing-carbon-capture-on-grasslands-planettech/) (17 sept, 2014)

Johnson, K. A.; Johnson, D. E. (1995) Methane emissions from cattle. *Journal of animal science*, 73, 2483-2492.

Jones, M. B. (2010) Potential for carbon sequestration in temperate grassland soils. I *Grassland carbon sequestration: management, policy and economics. Proceedings of the Workshop on the role of grassland carbon sequestration in the mitigation of climate change.* Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rom.

Joyce, S. (2000) Change the management and what happens-a producer's perspective. *Tropical Grasslands* 34 (3/4): 223-229.

Lal, R. (2001) Potential of desertification control to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. *Climatic Change* 51 (1): 35-72.

Lal, R. (2003) Soil erosion and the global carbon budget. *Environment International* 29 (4): 437-450.

Lal, R. (2004a) Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123 (1-2): 1-22.

Lal, R. (2004b) Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304 (5677): 1623-1627.

Lassey, K. R. (2007) Livestock methane emission: From the individual grazing animal through national inventories to the global methane cycle. *Agricultural and Forest Meteorology* 142, 120-132

Manley, J. T.; Schuman, G. E.; Reeder, J. D.; Hart, R. H. (1995) Rangeland Soil Carbon and Nitrogen Responses to Grazing. *Journal of Soil and Water Conservation* 50 (3), 294-298.

Manley, W. A.; Hart, R. H.; Samuel, M. J.; Smith, M. A.; Waggoner, Jr., J. W.; Manley, J. T. (1997) Vegetation, cattle and economic responses to grazing strategies and pressures. *Journal of Range Management* 50, 638-646.

McCosker, T. (2000) Cell Grazing—the first 10 years in Australia. *Tropical Grasslands* 34, 207-218.

- McLachlan, S. M.; Yestrau, M. (2009) From the ground up: holistic management and grassroots rural adaptation to bovine spongiform encephalopathy across western Canada. *Mitigation and adaptation strategies for global change* 14 (4), 299-316.
- Milchunas, D. G.; Lauenroth, W. K. (1993) Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological monographs* 63 (4): 327-366.
- MA (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Desertification Synthesis*. Millennium Ecosystem Assessment, World Resources Institute, Washington, DC.
- Moss, A. R.; Jouany, J-P.; Newbold, J. (2000) Methane production by ruminants: its contribution to global warming. *Annales de Zootechnie* 49, 231–253
- Ogle, S. M.; Conant, R. T; Paustian, K. (2004) Deriving grassland management factors for a carbon accounting method developed by the intergovernmental panel on climate change. *Environmental Management* 33 (4), 474–484.
- Oldeman, L. R. (1992) Global extent of soil degradation. *ISRIC Bi-Annual Report 1991-1992*. ISRIC: Wageningen, The Netherland, 19-36.
- O'Mara, F. P. (2012) The role of grasslands in food security and climate change. *Annals of Botany* 110 (6), 1263-1270.
- O'Reagain, P. J.; Turner, J. R. (1992) An evaluation of the empirical basis for grazing management recommendations for rangeland in southern Africa. *Journal of the Grassland Society of Southern Africa* 9 (1), 1-52.
- Petri, M.; Batello, C.; Villani, R.; Nachtergaele, F. (2010) Carbon status and carbon sequestration potential in the world's grasslands. I *Grassland carbon sequestration: management, policy and economics*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO): Rom, 19-31.
- Richards, C.; Lawrence, G. (2009) Adaptation and change in Queensland's rangelands: Cell grazing as an emerging ideology of pastoral-ecology. *Land Use Policy* 26 (3), 630-639.
- Sanjari, G.; Ghadiri, H.; Ciesiolka, C. A. A.; Yu, B. (2008) Comparing the effects of continuous and time-controlled grazing systems on soil characteristics in Southeast Queensland. *Australian Journal of Soil Research* 46 (4), 348-358.
- Savory Institute (2013a) Restoring the climate through capture and storage of soil carbon through holistic planned grazing – White paper.
http://www.savoryinstitute.com/media/40739/Savory_Institute_Carbon_RestoringClimateWhitePaper_April2013.pdf (3 okt, 2014).

Savory Institute (2013b) An Exploration of Methane and Properly managed livestock through Holistic Management – White paper. http://www.savoryinstitute.com/media/40742/Savory_Institute_Methane_Paper_April2013.pdf (3 okt, 2014)

Savory Institute (2013c) Savory Institute: Holistic Management Research Portfolio. <http://www.savoryinstitute.com/> (2 maj, 2014)

Savory Institute (2014a) Holistic Management: Portfolio of Scientific Findings. <http://www.savoryinstitute.com/media/53466/SI-HM-Scientific-Portfolio.pdf> (3 okt, 2014)

Savory Institute (2014b) Savoryinstitutets hemsida: www.savoryinstitute.com

Savory, A. (2008) A Global Strategy for Addressing Climate Change. <http://www.savoryinstitute.com/media/40626/a-global-strategy-for-addressing-climate-change-2-original-.pdf> (10 okt, 2014)

Savory, A. (2011) An Overview of Holistic Management and Holistic Decision Making. http://www.savoryinstitute.com/media/40793/HM_and_HDM_Overview.pdf (12 jan, 2015)

Savory, A. (2013a) Response to request for information on the “science” and “methodology” underpinning Holistic Management and holistic planned grazing. http://www.savoryinstitute.com/media/40629/science-methodology-holistic-mgt_posted_2013.pdf (12 jan, 2015)

Savory, A. (2013b) How to fight desertification and reverse climate change. http://www.ted.com/talks/allan_savory_how_to_green_the_world_s_deserts_and_reverse_climate_change (17 sept, 2014)

Schrumpf, M.; Schulze, E. D.; Kaiser, K.; Schumacher, J. (2011) How accurately can soil organic carbon stocks and stock changes be quantified by soil inventories? *Biogeosciences* 8 (5): 1193-1212.

Sherren, K.; Fischer, J.; Fazey, I. (2012) Managing the grazing landscape: Insights for agricultural adaptation from a mid-drought photo-elicitation study in the Australian sheep-wheat belt. *Agricultural Systems* 106 (1): 72-83.

Skinner, D. (2010) Rangeland Management for Improved Pastoralist Livelihoods: The Borana of Southern Ethiopia. Thesis submitted in partial fulfilment of the requirements for the Degree of Master of Arts in Development and Emergency Practice, Oxford Brookes University.

Skovlin, J. (1987) Southern Africa's experience with intensive short duration grazing. *Rangelands* 9 (4), 162-167.

Smith, P. (2004) How long before a change in soil organic carbon can be detected? *Global Change Biology* 10 (11), 1878-1883.

Smith, P. (2014) Do grasslands act as a perpetual sink for carbon? *Global Change Biology* 20 (9), 2708-2711.

Smith, P.; Martino, D.; Cai, Z.; Gwary, D.; Janzen, H.; Kumar, P.; McCarl, B.; Ogle, S.; O'Mara, F.; Rice, C. et al. (2008) Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363 (1492), 789-813.

Soussana, J.; Allard, V.; Pilegaard, K.; Ambus, P.; Amman, C.; Campbell, C.; Ceschia, E.; Clifton-Brown, J.; Czóbel, S.; Domingues, R. (2007) Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 121 (1), 121-134.

Sparke, R. (2000). Cell Grazing-a producer's perspective. *Tropical Grasslands* 34 (3/4): 219-222.

Stinner, D. H.; Stinner, B. R.; Martsolf, E. (1997) Biodiversity as an organizing principle in agroecosystem management: case studies of holistic resource management practitioners in the USA. *Agriculture, ecosystems & environment* 62 (2), 199-213.

Subak, S. (1994) Methane from the House-of-Tudor and the Ming-Dynasty - Anthropogenic Emissions in the 16th-Century. *Chemosphere* 29 (5), 843-854.

Teague, W. R.; Dowhower, S. L.; Baker, S. A.; Haile, N.; DeLaune, P. B.; Conover, D. M. (2011) Grazing management impacts on vegetation, soil biota and soil chemical, physical and hydrological properties in tall grass prairie. *Agriculture Ecosystems & Environment* 141 (3-4), 310-322.

Teague, W. R.; Provenza, F.; Kreuter, U.; Steffens, T.; Barnes, M. (2013) Multi-paddock grazing on rangelands: Why the perceptual dichotomy between research results and rancher experience? *Journal of environmental management* 128, 699-717.

Teague, R.; Provenza, F.; Norton, B.; Steffens, T.; Barnes, M.; Kothmann, M.; Roath, R. (2008) Benefits of Multi-Paddock Grazing Management on Rangelands: Limitations of Experimental Grazing Research and Knowledge Gaps. Kapitel 1 i *Grasslands: Ecology, Management and Restoration*. H. G. Schroder. New York, Nova Science Publishers.

UNCCD (2012) Desertification Synthesis. United Nations Convention to Combat Desertification. <http://www.unccd.int/Lists/SiteDocumentLibrary/Publications/Desertification-EN.pdf> (6 okt, 2014)

Weber, K. T.; Gokhale, B. S. (2011) Effect of grazing on soil-water content in semiarid rangelands of southeast Idaho. *Journal of Arid Environments* 75 (5), 464-470.

Weber, K. T.; Horst, S. (2011) Desertification and livestock grazing: The roles of sedentarization, mobility and rest. *Pastoralism* 1 (1), 1-11.

Bilagor

Bilaga 1. Antropogena kolutsläpp

Bilaga 2. Arealer och kolinnehåll i mark

Bilaga 3. Desertifiering och markdegradering

Bilaga 4. Biomassaproduktionen på världens potentiella betesmarker

Bilaga 5. Tidsskalor associerade med kolinlagring i mark

Bilaga 6. Utökad version av Tabell 4.2

Bilaga 7. Antropogena metanutsläpp

Bilaga 8. Antal idisslare över tid, samt metanutsläpp

Bilaga 9. Publicerat i Sverige och internationellt – tips för vidare läsning

Bilaga 1. Antropogena kolutsläpp

Mänskligheten har sedan början av den industriella revolutionen (år 1750) orsakat utsläpp av 555 ± 85 miljarder ton C, varav 68% från förbränning av fossila bränslen och cementtillverkning och 32% från förändrad markanvändning, framförallt avskogning, men även t.ex. omvandling av grässlätter till odlingsmark (IPCC, 2013).

Nuvarande utsläpp uppgår till nästan 10 miljarder ton C årligen. Utsläppen av kol från förbränning av fossila bränslen och cementtillverkning låg mellan 2000 – 2009 på 7,8 miljarder ton C per år med en årlig ökning på 3,2%, och år 2011 uppgick utsläppen till 9,5 miljarder ton C (IPCC, 2013).

Av de 555 miljarder ton C som släppts ut sedan 1750, har 43% (240 ± 10 miljarder ton C) ackumulerats i atmosfären (och därmed bidragit till den förstärkta växthuseffekten), 28% (155 ± 30 miljarder ton C) har absorberats av världens hav, och 29% (160 ± 90 miljarder ton C) av markbaserade ekosystem (IPCC, 2013).

Således har markbaserade ekosystem både fungerat som kolkälla, och kolsänka. Baserat på den senaste rapporten från FN:s klimatpanel och med hänsyn till rådande osäkerheter, är nettoeffekten av förändrad markanvändning (förlust av kol), och upptag av kol i markbaserade ekosystem (främst skogar), troligen att markbaserade ekosystem fungerat som en utsläppskälla sedan början av den industriella revolutionen, i storleksordningen 30 miljarder ton C. Osäkerheterna är dock stora; ± 45 miljarder ton C, vilket innebär att det är möjligt att markbaserade ekosystem tvärtom fungerat som en kolsänka (IPCC, 2013).

Lal (2004b) rapporterar att förändrad markanvändning under förindustriell tid (7800 år) orsakat förluster om 320 miljarder ton markbundet kol, och sedan början av den industriella revolutionen, ytterligare 136 ± 5 miljarder ton C, varav 19 – 29 miljarder ton C enbart på grund av markdegradering på torrmarker (Lal, 2001).

För att nå förindustriell atmosfärisk koldioxidhalt (280 ppm) räcker det inte att enbart ta bort det kol som absorberats av atmosfären, eftersom kolet ingår i ett kretslopp mellan atmosfär, markbaserade ekosystem och hav. Töms ett lager, kommer det att fyllas på i takt med att systemet stabiliseras.

Bilaga 2. Arealer och kolinnehåll i mark

Tabell B1 anger arealer och kolinnehåll i vegetation och mark ner till 1 m djup, för olika biom (vegetationsområden).

Tabell B1 Innehåll av kol i vegetation och mark ner till 1 m djup för olika biom (källa: IPCC, 2000)

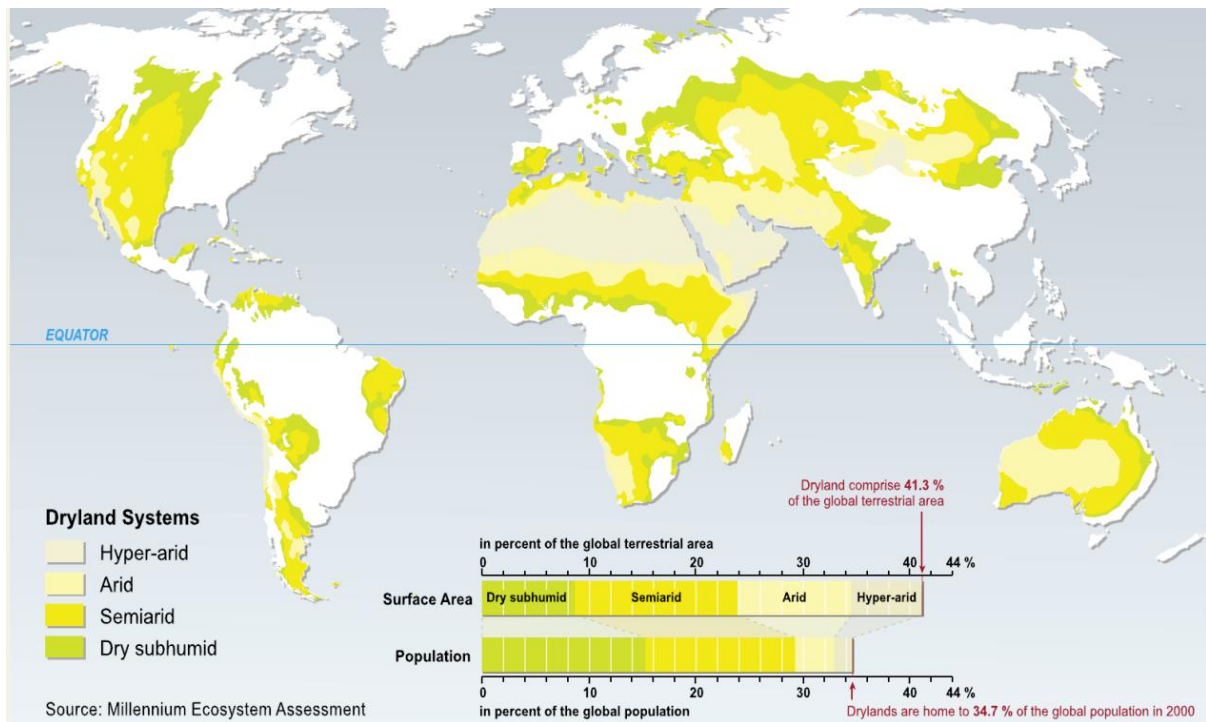
Biom	Landareal (miljarder ha)	Globalt kollager (miljarder ton C)		Kolinnehåll i mark (ton C per ha) <i>beräknat här</i>
		Vegetation	Mark (1 m djup)	
Tropisk skog	1,76	212	216	123
Tempererad skog	1,04	59	100	96
Boreal skog	1,37	88	471	344
Tropisk savann	2,25	66	264	117
Tempererad grässlätt	1,25	9	295	236
Öken och halvöken	4,55	8	191	42
Tundra	0,95	6	121	127
Våtmarker	0,35	15	225	643
Odlad mark	1,6	3	128	80
Totalt	15,12	466	2011	133

Torrmarker

Torrmarker (*eng: drylands*) är miljöer där tillgången på vatten begränsar växtligheten (del Grosso et al. 2008). De karakteriseras av låg, oregelbunden nederbörd; stor variation mellan dag- och natterperaturer och jordar med låg mullhalt (UNCCD, 2012). Globalt försörjer torrmarker över 2 miljarder människor, samt 50% av världens boskap (UNCCD, 2012).

Världens torrmarker uppgår till 3,5 – 6,3 miljarder ha (26 - 47% av världens landareal) beroende på hur man väljer att klassificera torrmarker (se en översikt i Lal, 2001).

T.ex. använder FN:s miljöprogram UNEP ett klimatbaserat klassificeringssystem enligt vilket 6,1 miljarder ha (41% av världens totala isfria landareal) klassificeras som torr (MA, 2005).



Figur B1 Omfattningen och utbredningen av världens torkmarker (källa: MA, 2005).

Bilaga 3. Desertifiering och markdegradering

Enligt UNCCD⁸ (2012) definieras desertifiering som markdegradering i torra, halvtorra och sub-humida områden.

Desertifiering är inte samma som ökenutbredning, men då markdegradering inträffar i torra områden, skapas ofta ökenliknande förhållanden (UNCCD, 2012). Markdegradering i sin tur definieras som en minskning eller förlust av den biologiska eller ekonomiska produktiviteten i torra områden (MA, 2005).

Uppskattningar av desertifieringens utbredning och omfattning varierar, beroende på beräkningsmetod och graden av desertifiering som avses, men en stor sammanställning inom ramen för Millennium Ecosystem Assessment (MA, 2005) kom fram till att 10 – 20% av världens torrmarker är degraderade, motsvarande 0,6 – 1,2 miljarder ha globalt.

En rapport från FN:s livsmedels- och jordbruksorganisation FAO (Conant, 2010) uppskattade att 20 – 35% världens permanenta betesmarker är degraderade, motsvarande 0,7 – 1,2 miljarder ha globalt⁹. UNCCD (2012) estimerade att 24% av den globala landarealen degraderats mellan 1981 och 2003, motsvarande 3,6 miljarder ha, samt att ytterligare 12 miljoner ha tillkommer årligen.

På många håll i världen ökar trycket på mark, inte minst i Afrika (MA, 2005; Conant, 2010). Runt 1,5 miljarder människor är direkt beroende av mark som är degraderad eller håller på att degraderas (UNCCD, 2012). I takt med befolkningsökningen, ökar avkastningskravet på dessa marker i form av livsmedel, bete, vatten, bränsle och byggnadsmaterial (MA, 2005). Klimatförändringarna hotar dessutom att försvåra situationen ytterligare.

⁸ United Nations Convention to Combat Desertification

⁹ Enligt den definition som används i FAO- rapporten omfattar världens permanenta betesmarker 3,5 miljarder ha globalt.

Bilaga 4. Biomassaproduktionen på världens potentiella betesmarker

Den totala nettoprimärproduktion är ett mått på växtligheten och anger skillnaden mellan hur mycket kol växter binder via fotosyntes och hur mycket som försvinner via celandning.

Majoriteten av världens grässlätter och savanner befinner sig i områden där växtligheten är begränsad av i första hand nederbörd, och i andra hand av temperatur (del Grosso et al. 2008).

Tabell B2 anger den totala genomsnittliga nettoprimärproduktionen på grässlätter och savanner ovanför och under marken (dvs. även i rötterna).

Tabell B2 Den totala nettoprimärproduktionen ovan och under marken på grässlätter och savanner (källa: del Grosso et al. 2008).

Biom	Nettoprimärproduktion ovan och under mark (ton C per ha och år)
Grässlätter	1,7
Savanner	3,8

Bilaga 5. Tidsskalor associerade med kolinlagring i mark

Markens kapacitet att lagra in kol är ändlig och bestäms av en rad faktorer så som jordtyp (t.ex. halten av organiskt material och lera), klimat och markanvändning. En förändrad markanvändning kan innebära en större eller mindre potential att lagra kol. Kolinlagring i mark är en icke-linjär, långsam process, där inlagringstakten är som högst inledningsvis efter att en förändring införts, för att därefter avta, i takt med att kollagren mätts och marken uppnår en ny balans (Jones, 2010; Smith, 2014).

Jones (2010) rapporterade att det vanligtvis tar mellan 20 och 100 år innan ett nytt jämviktsläge uppnåts, från det att markanvändningen förändras. Smith (2014) noterade att det kan ta uppemot 100 år innan ett jämviktsläge uppnås och Lal (2001) menade att kolinlagringen för praktiska beräkningar är som störst de första 25 – 50 åren efter en förändrad markanvändning och därefter för låg för att spela någon större roll.

Bilaga 6. Utökad version av Tabell 4.2

Studie	Kolinlagringspotential	Kommentar
<i>Kolinlagringspotential per ha och år (ton C/ha/år)</i>		
Smith et al. 2008	0,03 – 0,22	Genomsnittlig potential på gräsmarker till följd av förbättrad skötsel med avseende på bete, näringstillförsel och gräselddning; medel-värden för torr respektive humid klimatzon, se vidare Tabell 4.3.
Smith et al. 2008	0,42 – 0,76	Potential på gräsmarker, vid tillförsel av naturgödsel, spann beroende på regionala förutsättningar, med en generellt sett högre inlagringspotential i humida regioner än i torra.
Ogle et al. 2004	0,1 – 0,9	Potential på brukade gräsmarker i USA, till följd av en eller flera förbättrade skötselmetoder, under 20 år, baserat på litteratursammanställning av 49 studier som studerade sambanden mellan organiskt markkol och skötselmetoder. De skötselmetoder som studerades inkluderade bl.a. näringstillförsel, bevattning, eller insådd av baljväxter.
Conant & Paustian, 2002	0,05 – 0,69	Potential vid övergång från intensivt till måttligt bete på överbetade gräsmarker, spann beroende på region.
Conant et al. 2001	0,54	Potential på gräsmarker, till följd av förbättrade skötselmetoder, medelvärde (126 studier), se vidare Tabell 4.4.
Conant et al. 2001	0,35	Potential på gräsmarker, till följd av förbättrad betesskötsel (31 studier; 45 datapunkter), se vidare Tabell 4.4.
Soussana et al. 2007	1	Uppmätt värde, genomsnitt på nio Europeiska gräsmarker under 2 år. Har kritiserats av Smith (2014) för att vara orimligt hög (se text).
<i>Kolinlagringspotential per år (miljarder ton C/år) – summerat över areal</i>		
Petri et al. 2010	0,5	Total kolinlagringspotential på världens gräsmarker (här definierat som 31% av världens landyta), markens översta 30 cm. Högst potential per ytenhet i varma, humida och boreala regioner, och lägst potential i ökenområden. Baserat på data för markanvändning, markdegradering, jord och klimat, med hjälp av geografisk informationsbehandlingsteknologi (GIS).
Lal, 2004a	0,9 ± 0,3	Kolinlagringspotentialen i all världens mark, vid införande av förbättrade jordbruksmetoder samt skötselmetoder som förhindrar degradering på betesmarker, baserat på litteratursammanställning. Störst potential finns i degraderade marker, följt av jordbruksmark, betesmark och till sist mark under skog och perenna grödor.
Lal, 2001	0,9 – 1,9	Kolinlagringspotential på världens torrmarker, vid åtgärder för att förhindra desertifiering och markrestaurering, t.ex. insådd av lämpliga växtsorter för att etablera ett skyddande vegetationslager, effektiviserad vattenhushållning, bevattning, åtgärder för att höja markens näringsinnehåll, samt ett kontrollerat, icke-överexploaterande bete. Baserat på ett antagande om att två tredjedelar av det som förlorats historiskt kan återfås.

<i>Total kolinlagringspotential (miljarder ton C) – summerat över areal och tid</i>		
Denna rapport	26,5	Räknat över 1 miljard ha och loppet av 100 år, baserat på ett antagande om en linjärt avtagande kolinlagringstakt, se vidare kapitel 4.3
Lal, 2001	12 – 18	Kolinlagringspotential på världens torrmarker under loppet av 25 – 50 år, vid åtgärder för att förhindra desertifiering och markrestaurering, t.ex. insådd av lämpliga växtsorter för att etablera ett skyddande vegetationslager, effektiviserad vattenhushållning, bevattning, åtgärder för att höja markens näringsinnehåll, samt ett kontrollerat, icke-överexploaterande bete. Baserat på ett antagande om att två tredjedelar av det som förlorats historiskt kan återfås.
Lal, 2004a	30 – 60	Kolinlagringspotential i all världens mark under loppet av 25 – 50 år, vid införande av förbättrade jordbruksmetoder samt skötselmetoder som förhindrar degradering på betesmarker, baserat på litteratursammanställning. Störst potential finns i degraderade marker, följt av jordbruksmark, betesmark och till sist mark under skog och perenna grödor.
IPCC, 2001	140	En absolut övre gräns för hur mycket kol alla landbaserade ekosystem potentiellt skulle kunna absorbera under loppet av 100 år, baserat på ett antagande om att framtida ekosystem inte kan lagra mer kol än förindustriella ekosystem; att havens potential som kollager kommer minska något i takt med en lägre CO ₂ -koncentration i atmosfären; att allt kol som redan lagrats in i landbaserade ekosystem stannar där och att en stor del av nuvarande jordbruksmark omvandlas till skog. 140 miljarder ton C motsvarar 70 ppm minskning av atmosfärens koldioxidhalt.

Bilaga 7. Antropogena metanutsläpp

Sedan början av den industriella revolutionen har metanhalten i atmosfären ökat från 722 till 1803 ppb (IPCC, 2013). Under 1980-talet avtog ökningen, för att i slutet på 1990-talet nästan helt upphöra. Förklaringen är att utsläppen av metan (som låg på en relativt stabil nivå på ca 550 miljoner ton metan per år under nästan tre decennier), i princip balanserades av upptag, varför den atmosfäriska halten såg ut att stabiliseras. Sedan 2007 har atmosfärens metanhalt dock fortsatt att öka (IPCC, 2013).

Det faktum att atmosfärens halt av metan under en period såg ut att stabiliseras, samtidigt som antalet boskap på jorden kraftigt ökade (se Bilaga 8), har misstolkats som att det inte finns någon koppling mellan dessa två företeelser – sådana teorier presenterades t.ex. i en rapport från Internationella atomenergiorganet (IAEA), år 2008.

Naturliga källor, främst olika typer av våtmarker, stod för 35 – 50% av de totala metanutsläppen under 2000-talets första decennium, resterande del (50 – 65%) kom från antropogena källor, varav idisslande boskaps matsmältning stod för cirka en fjärdedel (IPCC, 2013).

Metan är en starkare växthusgas än koldioxid, med en 34 gånger större klimatpåverkan än koldioxid, mätt över 100 år, enligt den senaste klimatrapporten från IPCC (2013; Tabell 8.7).

Bilaga 8. Antal idisslare över tid, samt metanutsläpp

Mikroorganismer i idisslande djurs våm producerar metan vid nedbrytning av cellulosa (Lassey, 2007). Metanutsläppen från nötboskaps matsmältning varierar beroende på vad för slags, och hur mycket, foder de äter – gräs ger upphov till mer metan än proteinrikt foder, så som spannmål, eftersom gräs innehåller mer cellulosa (Crutzen et al. 1986) – detta kompenseras emellertid i viss mån av att djur på bete i regel äter mindre mängd foder.

FAO har uppskattat att den globala boskapssektorn står för 14,5% av mänsklighetens samlade klimatpåverkan (Gerber et al. 2013). Av de samlade utsläppen av växthusgaser från den globala boskapssektorn står metan från idisslande boskaps matsmältning för 39% – varav nötboskap står för tre fjärdedelar av dessa utsläpp (Gerber et al. 2013). Att metan från idisslares matsmältning leder till en klimatpåverkan har varit känt länge (Johnson & Johnson, 1995; Moss et al. 2000). Lassey (2007) visade att atmosfärens stigande halt av metan till stor del kan tillskrivas världens ökande population av tamboskap.

Idag finns lite drygt 3,8 miljarder idisslande tamboskap i världen, varav knappt 1,5 miljarder nötkreatur och drygt 2,3 miljarder får, getter, hästar och bufflar (FAOSTAT), vilka också är idisslare, men orsakar mindre metanutsläpp än nötboskap, såväl per djur, som totalt (Crutzen et al. 1986; Gerber et al. 2013). Som jämförelse fanns det år 1900 knappt 1,4 miljarder tamboskap (nötkreatur, får, getter, hästar och bufflar) (HYDE databas), och på medeltiden (ca 1500) uppskattningsvis 130 miljoner nötkreatur, bufflar, och hästar (inga uppgifter finns för får och getter) (Subak, 1994).

Uppskattningar för den vilka idisslarpopulationen i Nordamerika (Hristov, 2012) och Afrika (elefant, gnu och giraff, baserat på Subak, 1994) uppgår till sammanlagt 165 miljoner djur. Denna siffra kan jämföras med dagens 75 miljoner vilda idisslare (Hackmann & Spain, 2010). Jämfört med de tama idisslarna finns det idag uppskattningsvis ca 50 gånger fler tama än vilda idisslare.

Sammantaget har världens population av stora idisslare (nötkreatur, bufflar, hästar samt vilda idisslare) mer än sexfaldigats under loppet av ett halvt millenium. Under samma period har antalet nötboskap ökat med mer än en faktor 20.

Metanutsläppen från nötboskaps matsmältning är minst 15 gånger större än de samlade metanutsläppen från vilda idisslare (baserat på IPCC, 2013, sid. 507 och Crutzen et al. 1986).

Bilaga 9. Publicerat i Sverige och internationellt – tips för vidare läsning

(Icke-vetenskapligt) publicerat i Sverige

- Jordbruksaktuellt. *Betande djur kan rädda klimatet*. Artikel publicerad 12 nov, 2013.
<http://www.ja.se/?p=43693&pt=105&m=3433>
- Klimatmagasinet Effekt. *Konferens Holy Cow- cows can save the climate!* 14 nov 2013. <http://effektmagasin.se/konferens-holy-cow-cows-can-save-the-climate>
- Miljöaktuellt. *Så kan klimatet räddas av mer nötkreatur*. 24 okt, 2013.
<http://miljoaktuellt.idg.se/2.1845/1.530040/sa-kan-klimatet-raddas-av-mer-notkreatur>
- Grimstedt, L. *Så ska betande djur rädda världen*. Artikel publicerad i Land Lantbruk 21 nov, 2013. <http://www.lantbruk.com/lantbruk/sa-ska-betande-djur-radda-varlden>
- Davidson, K. *Idisslarna kan bli klotets räddning*. Ledare publicerad i Land Lantbruk 2 okt, 2013. <http://www.lantbruk.com/ledare/idisslarna-kan-bli-klotets-raddning>
- Andersson, J. *Korna kan rädda klimatet*. Debattartikel publicerad i Land Lantbruk 13 nov, 2013. <http://www.lantbruk.com/debatt/korna-kan-radda-klimatet>
- Arnesson, A. *Kan kor rädda klimatet?* Krönika publicerad i Land Lantbruk 26 nov, 2013. <http://www.lantbruk.com/kronikor/kan-kor-radda-klimatet>
- Cederberg, C.; Berndes, B.; Nordborg, M.; Kätterer, T.; Röös, E. ”*Betande djur kan inte rädda klimatet?*”. Debattartikel publicerad i Land Lantbruk 19 dec, 2013.
<http://www.lantbruk.com/debatt/betande-djur-kan-inte-radda-klimatet>

(Icke-vetenskapligt) publicerat internationellt

- Monbiot, G. *Eat more meat and save the world: the latest implausible farming miracle*. 4 aug, 2014.
<http://www.theguardian.com/environment/georgemonbiot/2014/aug/04/eat-more-meat-and-save-the-world-the-latest-implausible-farming-miracle>
- Maughan, P. *Allan Savory gives a popular and very misleading TED talk*. 18 mars, 2013. <http://www.thewildlifeneeds.com/2013/03/18/alan-savory-gives-a-popular-and-very-misleading-ted-talk/>
- Merberg, A. *Cows Against Climate Change: The Dodgy Science Behind the TED Talk*. 11 mars, 2013. <http://www.inexactchange.org/blog/2013/03/11/cows-against-climate-change/>
- Diskussionforum där A. Savory deltar, initierat av C. Kruger, 20 nov, 2012,
<http://csanr.wsu.edu/savory1/>

- McWilliams, J. E. *All sizzle and no steak: Why Allan Savory's TED talk about how cattle can reverse global warming is dead wrong*. 22 April, 2013.
http://www.slate.com/articles/life/food/2013/04/allan_savory_s_ted_talk_is_wrong_and_the_benefits_of_holistic_grazing_have.single.html#
- West, J.; Briske, D. D. *Cows, Carbon and the Anthropocene: Commentary on Savory TED Video*. 4 nov, 2013.
<http://www.realclimate.org/index.php/archives/2013/11/cows-carbon-and-the-anthropocene-commentary-on-savory-ted-video/>
- *Grazing the Grasslands - and Allan Savory's TED Talk*. 24 nov, 2013.
<http://tmousecmouse.blogspot.se/2013/11/grazing-grasslands-and-allan-savorys.html>
- Hadley (1999) *The wild life of Allan Savory*. Artikel i Range Magazine.
http://www.rangemagazine.com/archives/stories/fall99/allan_savory.htm