



FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES

CARRERA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

**“ESTIMACIÓN DEL CARBONO ALMACENADO EN LA
COMUNIDAD DEL JUNCO (*Schoenoplectus americanus*) BAJO
DOS ESCENARIOS DE CRECIMIENTO EN EL HUMEDAL
COSTERO REFUGIO DE VIDA SILVESTRE PANTANOS DE
VILLA (LIMA-PERÚ)”**

Tesis para optar el Título profesional de:
Ingeniero Ambiental

Presentado por:

Bach. WENDY AMPUERO REYES

Asesor:

Dr. Hector Alonso Aponte Ubillús

Co-Asesor:

Mg. Wilfredo Ramírez

Blgo. Gustavo Lértora

Lima – Perú

2018

DEDICATORIA

A mis padres, familiares, profesores y amigos que me apoyaron y me motivaron a seguir adelante.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Héctor Aponte Ubillús, Mg. Wilfredo Ramírez y al Blgo. Gustavo Lértora por ser mis asesores y guiarme en la ejecución del proyecto.

A la Dirección de Investigación y Desarrollo de la Universidad Científica del Sur por el financiamiento.

Al Laboratorio LabSol de la empresa SOLDEX S.A. (en especial al Ing. Ronald Requejo y a José Soto por sus consejos)

A todas las personas que de una u otra manera me ayudaron y motivaron.

ÍNDICE GENERAL

1. INTRODUCCIÓN	1
2. MARCO TEÓRICO Y ANTECEDENTES	3
2.1. Gases del Efecto Invernadero	3
2.1.1. Dióxido de carbono (CO ₂).....	3
2.1.2. Metano (CH ₄).....	4
2.2. Calentamiento Global	4
2.3. Carbono.....	5
2.3.1. Captación y/o secuestro de carbono	5
2.3.2. Carbono azul	6
2.4. Humedal	8
2.4.1. Servicio Ambiental o Ecosistémico	9
2.4.2. Sumidero de carbono	9
2.4.3. Incendios en humedales.....	12
2.4.4. Schoenoplectus americanus “junco”	14
2.4.5. Humedal Costero.....	17
2.5. Métodos para determinar carbono orgánico en humedales costeros ..	30
2.5.1. Método de Dumas o de Combustión Seca	30
2.5.2. Otros métodos	33
2.6. Estudios de captación de carbono en humedales costeros.....	34
2.6.1. A nivel internacional.....	34
2.6.2. A nivel nacional.....	36
2.7. Marco Legal Nacional.....	38
2.8. Marco Internacional	39
3. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN	40
3.1. Hipótesis.....	41
3.2. Objetivos.....	41
3.2.1. Objetivo principal	41
3.2.2. Objetivos específicos.....	41
4. METODOLOGÍA Y MATERIALES	41
4.1. Metodología	41
4.1.1. Área de Estudio	41
4.1.2. Diseño Experimental.....	43
4.1.3. Identificación y georreferenciación de las formaciones vegetales	44
4.1.4. Delimitación de parcelas.....	44
4.1.5. Estimación de la biomasa aérea y subterránea.....	45

4.1.6.	Preparación de muestras para el analizador elemental.....	50
4.1.7.	Cálculo del porcentaje de carbono utilizando el analizador elemental ELTRA CS-2000.....	52
4.1.8.	Estimación del stock de carbono total en el juncal.....	54
4.1.9.	Determinación de la captación de CO ₂ total.....	54
4.1.10.	Análisis estadístico y comprobación de hipótesis.....	55
4.2.	Materiales.....	55
5.	RESULTADOS.....	56
5.1.	Carbono en la Zona de Crecimiento Natural.....	56
5.2.	Carbono en la Zona de incendio.....	56
5.3.	Carbono total.....	58
5.4.	Cantidad de Stock C y CO ₂	60
6.	DISCUSIÓN.....	60
7.	CONCLUSIONES.....	64
8.	RECOMENDACIONES.....	64
9.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICA.....	65
10.	ANEXOS.....	73

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Tasas medias anuales de retención de carbono.....	2
Figura 2. Promedios globales de las reservas de carbono.....	6
Figura 3. Capacidad de los humedales costeros como sumideros de carbono azul.....	11
Figura 4. Incendio en el RVS Los Pantanos de Villa.	14
Figura 5. Schoenoplectus americanus	16
Figura 6. Juncal en el RVS Los Pantanos de Villa	17
Figura 7. Mapa RVS Los Pantanos de Villa	19
Figura 8. Mapa de Zonificación RVS Los Pantanos de Villa	22
Figura 9. Biomasa herbácea	25
Figura 10. Biomasa de hojarasca/necromasa	25
Figura 11. Biomasa de raíces/rizomas	26
Figura 12. Materia orgánica del suelo	26
Figura 13. Jean-Baptiste Dumas (1800-1884).....	30
Figura 14. Analizador ELTRA CS-2000.....	32
Figura 15. Principio de medición del horno de inducción ELTRA CS-2000.....	33
Figura 16. Mapa del RVS Los Pantanos de Villa.....	42
Figura 17. Comunidades bióticas del RVSPV	43
Figura 18. Transectos y parcelas de junco.....	44
Figura 19. Delimitación de parcelas	45
Figura 20. Extracción de la biomasa aérea	46
Figura 21. Parcela de junco de 1m ²	46
Figura 22. Barreno con muestra de suelo	47
Figura 23. Separación de raíces, raíces finas y rizomas.....	48
Figura 24. Balanza digital AND Serie GX 2000	48
Figura 25. Estufa de secado Binder GmbH.....	49
Figura 26. Muestras de suelo y raíces después de utilizar el método gravimétrico.....	50
Figura 27. Muestras de biomasa herbácea	50
Figura 28. Tamiz Advantech de 600um y 212um	51
Figura 29. Trituración de muestras de suelo con mortero	52
Figura 30. Sub muestras de raíces en crisoles	52
Figura 31. Operación del analizador ELTRA CS-2000.....	53
Figura 32. Tungsteno ELTRA.....	53
Figura 33. Estándar de carbono ELTRA	54
Figura 34. Stock de C entre los depósitos de C en ambas zonas evaluadas (gC/m ²).....	59
Figura 35. Curva de performance del junco (fresco)	77
Figura 36. Curva de performance del junco (hojarasca)	78

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Lista de materiales de campo y gabinete	55
Tabla 2. Promedios obtenidos por parcela en la Zona de Crecimiento Natural	57
Tabla 3. Promedios obtenidos por parcela en la Zona Afectada por Incendio.	57
Tabla 4. Carbono almacenado en los diferentes depósitos de C del junco.....	58
Tabla 5. Cantidad de CO ₂ capturado por el junco en el RVSPV.....	60
Tabla 6. Resumen estadístico (gC/m ²).....	73
Tabla 7. Prueba de normalidad Shapiro-Wilk.....	73
Tabla 8. Prueba t-student entre HN y HI	74
Tabla 9. Prueba de t-student entre HON y HOI.....	74
Tabla 10. Prueba de t-student entre R10N y R10I	74
Tabla 11. Prueba de t-student entre R20N y R20I	75
Tabla 12. Prueba de t-student entre R30N y R30I	75
Tabla 13. Prueba de t-student entre S10N y S10I.....	75
Tabla 14. Prueba de t-student entre S20N y S20I.....	76
Tabla 15. Prueba de t-student entre S30N y S30I.....	76
Tabla 16. Prueba de Levene	77
Tabla 17. Estimaciones de Captación de carbono para diferentes especies y para Schoenoplectus americanus	78

ÍNDICE DE ANEXOS

10.1. Resumen estadístico	73
10.2. Prueba de normalidad	73
10.3. Prueba de t-student	744
10.4. Prueba de Levene	777
10.5. Curva de performance	777
10.6. Estimaciones de Captación de carbono para diferentes especies y para Schoenoplectus americanus.....	788

RESUMEN

Uno de los grupos biológicos fundamentales en los humedales costeros son las plantas. Estas especies nos brindan servicios ecosistémicos importantes, siendo uno de ellos la captación de carbono. Los incendios frecuentes en estos ecosistemas podrían afectar este servicio a nivel del carbono almacenado en la parte aérea o en el suelo. Con el objetivo, cuantificar el carbono almacenado en juncales dominados por *Schoenoplectus americanus* afectados y no afectados por incendios del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa, se evaluaron juncales utilizando un muestreo aleatorio estratificado colocando parcelas de 1m²; en cada parcela se delimitaron los depósitos de carbono en cuatro compartimientos: a) herbáceo, que comprendía los tallos vivos sobre el suelo; b) hojarasca/necromasa, que comprendía los tallos secos sobre el suelo; c) raíces, que comprendían las raíces y rizomas en el suelo y d) suelo; estos dos últimos compartimientos fueron evaluados cada 10 centímetros de profundidad hasta los 30 cm. En cada compartimento se evaluó el contenido de carbono a partir de la cuantificación de la biomasa por unidad de área y de la medición del porcentaje de carbono con el método Dumas utilizando un analizador elemental. Los resultados no indican que en la zona de crecimiento natural los compartimientos herbáceos y hojarasca/necromasa almacenan 331,25 gC/m² y 4991,70 gC/m² respectivamente, mientras que los compartimientos raíces y suelo en su conjunto almacenan 25213,84 gC/m². Para la zona afectada por incendio el único compartimento encima de la superficie corresponde al herbáceo donde se almacenan 188,63 gC/m²; con respecto a los compartimientos raíces y suelo el almacenamiento corresponde a 15363,27 gC/m². En ambas condiciones el suelo almacenó la mayor cantidad en los 10 primeros centímetros (disminuyendo conforme la aumenta profundidad hasta los 30cm). Se discuten los patrones de carbono encontrados, comparando las técnicas y los resultados presentes con similares en otros ecosistemas. Considerando que el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa cuenta con 31,85 ha de juncal, el stock de carbono de esta especie en la zona de crecimiento natural sería de 9725,97 tC teniendo un potencial de captura de 35694,30 tCO₂.

Palabras clave: carbono, junco, humedales, pantanos

ABSTRACT

Plants are one of the fundamental biological groups in coastal wetlands. These species provide us with important ecosystem services, one of them is carbon sequestration. Frequent fires could affect the carbon stored in aboveground and belowground in these ecosystems. In this study, the objective was to quantify the carbon stored in a coastal wetland Los Pantanos de Villa Wildlife Refuge under two scenarios of American Bulrush's growth (*Schoenoplectus americanus*), the first scenario was a natural growth zone and the other was an affected fire zone; the American bulrush were evaluated using stratified random sampling plots of 1m²; in each plot the carbon pools were: a) herbaceous, which included the living aboveground biomass; b) litter/necromass, which included the dead aboveground biomass like primarily leaf detritus; c) the living belowground biomass dominated by roots and rhizomes and d) the soil organic matter; these last two carbon pools were evaluated each 10 centimeters of depth up to 30 cm. In each carbon pool, the carbon storage was evaluated from the quantification of the biomass or organic matter per unit area and the measurement of the carbon percentage with the Dumas method using an elemental analyzer. The results indicate that in the natural growth zone, the herbaceous and litter/necromass carbon pools store 331,25 gC/m² and 4991,70 gC/m² respectively, while the root and soil carbon pools as a whole store 25213,84 g/m². For the affected fire zone, the herbaceous carbon pool stored 188,63 gC/m²; the root and soil carbon pools storage 15363,27 gC/m². In both scenarios, the soil stored the largest amount in the first 10 centimeters (decreasing as the depth increases to 30cm). The carbon patterns found are discussed, comparing the techniques and the present results with similar ones in other ecosystems. Considering that Los Pantanos de Villa Wildlife Refuge has 31,85 ha of American bulrush, the carbon stock of this specie in the natural growth zone would be 9725,97 tC with a capture potential of 35694,30 tCO₂.

Keywords: carbon, American bulrush, wetlands, salt marsh

1. INTRODUCCIÓN

En los últimos años las emisiones antropogénicas de CO₂ (dióxido de carbono) son cada vez mayores y están siendo acumuladas en la atmósfera. Esto nos somete a una realidad donde se deben tomar medidas de mitigación y adaptación para enfrentar los futuros retos económicos, sociales y ambientales. Las emisiones de los gases del efecto invernadero (GEI) del Perú ascienden a 138 millones de tCO₂ (PlanCC, 2013), lo que representa el 0,4% de las emisiones mundiales. Esta cifra tiende a aumentar y se relaciona a la evolución demográfica, los patrones de consumo, los cambios económicos y tecnológicos, entre otros (Ministerio del Ambiente del Perú (MINAM), 2012; Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, siglas en inglés), 2014).

Con el incremento de la concentración de CO₂ en la atmósfera, existe una creciente preocupación pública y científica sobre la captación de carbono en los diversos ecosistemas. La mayoría de estudios de captación de carbono se centran en ecosistemas forestales; prestando menor atención a los servicios ecosistémicos que brindan otros ecosistemas tales como los humedales (Xiaonan, *et al.* 2008; Carbajal *et al.*, 2014). La entrada de CO₂ en los humedales costeros ocurre a través de la fotosíntesis de las plantas lo cual permite la capacidad de controlar su concentración en la atmósfera, donde el carbono se almacena en la biomasa de las plantas (tallos, hojas, sistemas de raíces, raíces finas y rizomas) y en los suelos (Adhikari, *et al.* 2009, Sutton-Grier, *et al.* 2014).

Los humedales cumplen funciones importantes e inclusive juegan un papel fundamental en la adaptación al cambio climático y su mitigación al retener cantidades importantes de CO₂. Toda esta variedad y conjunto de servicios ecosistémicos representan un valor económico, social y ambiental no sólo a la población local, sino también a las comunidades regionales lo cual conlleva al bienestar humano (Chang *et al.*, 2011; Maltby, 2011; De Klein y Van der Werf, 2014; MINAM, 2014). Es por eso que en la actualidad los humedales están adquiriendo un papel cada vez más importante en el secuestro de carbono (Chmura *et al.* 2003, citado por Adams, 2011). El término "secuestro de carbono" se define en esta investigación como la eliminación de CO₂ de la atmósfera y su almacenamiento en sumideros ecológicos (ecosistemas terrestre y acuático) (Zhu *et al.*, 2010). Investigaciones recientes han concluido que los humedales costeros retienen mayores tasas de concentración de carbono que los bosques terrestres (Figura 1), las cuales pueden ser cuantificadas en cantidades de CO₂; estos tipos de humedales ahora son conocidos como sistemas de "carbono azul" y están comenzando a recibir mayor atención por su potencial para mitigar el cambio climático (Nellemann *et al.* 2009, citado por Adams, 2011).

Carbono azul es un concepto relativamente nuevo que describe la fijación del carbono secuestrado a través de la producción neta de los ecosistemas

marinos-costeros (praderas de pastos marinos, humedales como los manglares y los pantanos intermareales o ecosistemas de marismas de marea de agua salada), los cuales secuestran carbono al menos 10 veces más rápido que los sistemas terrestres. (Adams, 2015).

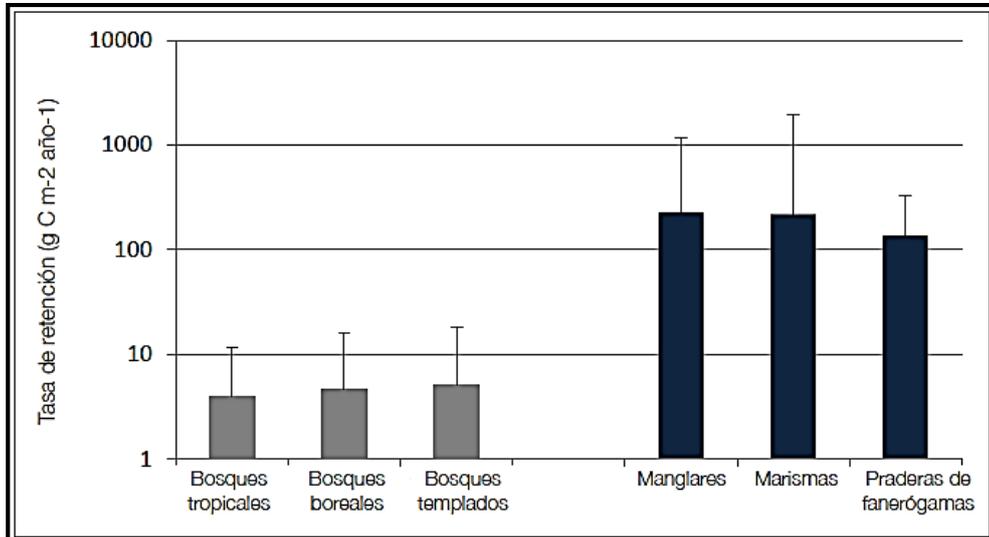


Figura 1. Tasas medias anuales de retención de carbono. Tasas medias a largo plazo de secuestro de C (gCm²/año) en biomasa y suelo en diferentes tipos de bosques y en humedales costeros. Las barras de error indican las tasas máximas de acumulación. (Fuente: Mcleod *et al.*, 2011)

A nivel nacional, el Perú cuenta con 92 humedales costeros que conforman un corredor de diversidad y que proveen importantes servicios de regulación y aprovisionamiento de recursos (Aponte y Cano, 2013; MINAM, 2013). Entre estos, el Área Natural Protegida Refugio de Vida Silvestre (RVS) Los Pantanos de Villa, declarado como sitio Ramsar, es un humedal costero de tipo pantano intermareal (marisma, pantano de agua salada) que contiene lagunas salinas con una o más conexiones con el mar, lo que permite indicar que es un ecosistema de carbono azul (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2014).

Se conoce que los sumideros de carbono azul son fuertemente autotróficos, fijando el CO₂ cuando se tiene una mezcla más rica y variada de especies nativas dentro de un ecosistema, ya que tienden a ser más estables en el tiempo y pueden proporcionar una respuesta más rápida a los futuros cambios en la concentración de dióxido de carbono atmosférico (Wagenius, 2008), lo cual a su vez significa que estos ecosistemas fijan el CO₂ como materia orgánica fotosintéticamente superior al CO₂ respirable de regreso por la biota (Duarte y Cebrián, 1996; Gattuso *et al.*, 1998; Duarte *et al.*, 2005, citado por Nellemann *et al.*, 2009) eliminando así el CO₂ de la atmósfera.

A pesar de los muchos beneficios que nos brindan los humedales costeros, una de las amenazas que afecta a estos ecosistemas es la alta frecuencia de ocurrencia de incendios de origen antrópico con diferentes grados de impactos (al menos un incendio por año en la última década) (Aponte *et al.*, 2015). Con

respecto a los incendios en los humedales costeros se tiene conocimiento de las especies vegetales afectadas, pero lamentablemente no se conoce el verdadero impacto ambiental y socioeconómico que ocasionan sobre la captación de CO₂; ejemplo de ello, fue el incendio ocurrido el 28 de noviembre de 2014 en el RVS Los Pantanos de Villa.

A nivel nacional son muy pocos los estudios enfocados en la estimación de carbono en humedales costeros y sobre todo aquellos que han sido afectados por perturbaciones como incendios. Una de las especies vegetales más representativas y frecuentes en humedales costeros, la macrófita emergente como el *Schoenoplectus americanus* (Pers.) Volk ex Schinz y R. Keller “junco”, el cual es una especie representativa del RVS Los Pantanos de Villa. Con la presente investigación se va a determinar el stock de carbono almacenado en cantidad de CO₂ en los juncales tanto de la parte aérea como en el suelo del humedal costero bajo dos escenarios de crecimiento (natural y post incendio) en el RVS Los Pantanos de Villa, incrementando con ello el conocimiento de los humedales marinos-costeros del Perú como sumidero de carbono azul.

Los datos obtenidos de la presente investigación podrían facilitar el cumplimiento de los compromisos del Protocolo de Kioto, del cual el Perú es país firmante para la reducción de las emisiones netas de gases de efecto invernadero al igual que en la Convención de Humedales de Ramsar; al mismo tiempo, puede ayudar a promover los objetivos del Convenio de Diversidad Biológica y los Objetivos del Milenio; por otro lado se busca cumplir con Ley Peruana N° 307754: Ley Marco sobre el Cambio Climático.

2. MARCO TEÓRICO Y ANTECEDENTES

2.1. Gases del Efecto Invernadero

2.1.1. Dióxido de carbono (CO₂)

Es un gas natural, pero también es un subproducto de la quema de combustibles fósiles de los depósitos de carbón fósil, como el petróleo, gas y carbón, de la quema de biomasa, de uso del suelo y de los procesos industriales (por ejemplo, la producción de cemento). Es el principal gas antropogénico del efecto invernadero que afecta el balance radiactivo de la Tierra. Es el gas de referencia contra el cual otros gases de efecto invernadero se miden y por lo tanto tiene un potencial en el Calentamiento Global (IPCC, 2013).

El carbono es almacenado en sedimentos anaeróbicos en pantanos salados (marismas) donde no se oxida a CO₂ y por lo tanto este gas natural no se libera a la atmósfera (Sifleet *et al.*, 2011). Las marismas son ecosistemas intermareales que se encuentran en las costas y se extienden geográficamente desde el subártico hasta los trópicos pero que en su mayoría se encuentran en zonas templadas.

2.1.2. *Metano (CH₄)*

Es un gas más potente que el CO₂, tiene un potencial de calentamiento global de 25, lo que significa que una unidad de metano tiene un efecto de calentamiento 25 veces mayor que una unidad de CO₂ (IPCC 2007). Se sabe que este gas se emite en cantidades relativamente pequeñas en humedales salinos debido a la presencia de sulfatos. Al bajar el gradiente de salinidad de agua salada a agua dulce, las emisiones de metano aumentan gradualmente y pueden ser sustanciales en los sistemas de humedales de agua dulce (Murray *et al.*, 2010).

Una preocupación con la restauración de humedales es que muchos humedales de agua dulce emiten CH₄. Por lo tanto, el beneficio de almacenamiento de carbono de los humedales de agua dulce puede ser negado por la producción de metano. Sin embargo, los pantanos/marismas salinos (intermareales) liberan "cantidades insignificantes de gases de efecto invernadero y almacenan mucho más carbono por unidad de área" (Chmura, *et al.*, 2003) debido a los procesos del suelo de agua salada. Por lo tanto, los beneficios de la restauración de este tipo de humedal costero para el secuestro de carbono son grandes.

Los ecosistemas intermareales, como los pantanos/marismas, dependen de la acumulación de sedimentos. A medida que los sedimentos anaeróbicos bajo las marismas se acumulan, también lo hace la cantidad total de carbono almacenado en ellos. Los pantanos tienden a ser fuentes de metano (CH₄); pero el ambiente salino de las marismas inhibe la formación natural de metano, lo que genera emisiones mucho más bajas en este tipo de hábitats (Sifleet *et al.*, 2011).

2.2. Calentamiento Global

Aumento de la temperatura media del planeta como resultado de la elevada concentración de los Gases de Efecto Invernadero que retienen el calor (MINAM, 2010). En otras palabras es un aumento, en el tiempo, de la temperatura media de la atmósfera terrestre y de los océanos. Se postula que la temperatura se ha elevado desde finales del siglo XIX debido a la actividad humana, principalmente por las emisiones de CO₂ que incrementaron el efecto invernadero. Se predice, además, que las temperaturas continuarán subiendo en el futuro si continúan las emisiones de gases invernadero. El aumento de la temperatura se ocasiona cuando los gases del efecto invernadero se acumulan en la atmósfera y atrapan el calor (Valencia y Soza, 2005).

2.3. Carbono

2.3.1. *Captación y/o secuestro de carbono*

Es la conversión del carbono atmosférico mediante la fotosíntesis de las plantas, en donde el carbono se almacena a largo plazo en el suelo y en la vegetación, viva o muerta. El carbono almacenado puede compensar el CO₂ emitido. (OSINFOR, 2013).

El carbono verde se encuentra en las plantas; de reducirse la deforestación, el 15% de las emisiones de GEI proyectadas para 2050 podrían ser capturadas en estos potenciales almacenes de carbono por muchos años (Solaun *et al.*, 2013).

Los humedales costeros como los manglares, marismas (pantanos) y praderas de pastos marinos, tienen mucho en común con las selvas tropicales: son '*hot spots*' para la biodiversidad, proporcionan importantes y valiosas funciones del ecosistema, incluyendo una gran capacidad de sumidero de carbono (Duarte *et al.*, 2008, Duarte, 2009 citado por Nellemann *et al.*, 2009).

Alrededor del 95% al 99% del total de reservas de carbono de los ecosistemas de marismas o pantanos, y de pastos marinos se almacenan en los suelos situados debajo de ellos, mientras que en los sistemas de manglares, el 50% al 90% del stock total de carbono está en el suelo; el resto está almacenado en la biomasa viva. Las tasas de carbono secuestrado en los suelos anualmente por manglares, marismas y pastos marinos son similares, pero pueden variar mucho dentro de cada tipo de hábitat (World Wildlife Fund (WWF), 2012).

Las marismas almacenan un promedio entre 6-8 tCO₂eq/ha/año (Murray *et al.*, 2011 citado por WWF, 2012). Estas tasas son alrededor de dos a cuatro veces mayores que las tasas globales observadas en los bosques tropicales maduros (1,8-2,7 tCO₂eq/ha/año (Lewis *et al.*, 2009 citado por WWF, 2012). La cantidad de carbono contenido en la biomasa viva de los ecosistemas costeros es mucho más variable entre los tipos de hábitat (WWF, 2012). La Figura 2 muestra que los ecosistemas costeros almacenan grandes cantidades de carbono. Promedios mundiales de las reservas de carbono (carbono orgánico del suelo y biomasa viva) de los ecosistemas costeros y se incluye a los bosques tropicales para la comparación. Se debe indicar que solamente el metro superior del suelo se incluye en las estimaciones del carbono del suelo (Murray *et al.*, 2011 citado por WWF, 2012).



Figura 2. Promedios globales de las reservas de carbono

Las reservas de carbono (carbono orgánico del suelo y biomasa viva) de los humedales costeros. Solo el primer metro del suelo está incluido en las estimaciones de carbono del suelo. Tenga en cuenta los bosques tropicales están incluidos para la comparación. (Fuente: Murray et al., 2010 citado por WWF, 2012).

La tasa anual de secuestro de carbono es la cantidad de CO₂ extraído de la atmósfera y atrapado en ecosistemas naturales sobre una base anual. Al atrapar el carbono en los tejidos vivos, la biomasa y los suelos, estos hábitats eliminan el carbono de la atmósfera. Pueden producir gases de efecto invernadero a través de la respiración y mediante la producción de metano en los suelos (pero la producción de metano tiende a ser baja o inexistente en la mayoría de los hábitats marinos). También pueden exportar carbono si se retiran los detritos (por ejemplo, las hojas son sopladas o lavadas) o pueden atrapar carbono si los detritos son capturados e incorporados a los suelos (Sifleet et al., 2011).

2.3.2. Carbono azul

Con el desarrollo de los mercados de carbono se genera la posibilidad de establecer sistemas de pagos por compensación de emisiones de carbono para la conservación y restauración de los humedales costeros.

Se denomina “carbono azul” a una de las tipologías menos conocidas del carbono, la cual se incorpora a los océanos cuando se produce su mezcla con la atmósfera y sin ser capturados por organismos marinos como el fitoplancton como parte de su proceso fotosintético. Los principales sumideros se encuentran en los manglares, en praderas oceánicas y en las marismas de marea (pantanos), lugares donde puede ser almacenado durante milenios. En comparación con el mar abierto, los hábitats marino costeros son considerablemente más eficientes en la absorción de carbono, llegando a tener una capacidad de secuestro hasta 180 veces mayor, lo cual también se puede

evidenciar al observar que a pesar de cubrir menos del 0,2% del fondo marino captura más del 50% del carbono que captan todos los organismos fotosintetizadores. Como consecuencia, resultan siendo zonas críticas para la biodiversidad biológica, al mismo tiempo que aportan una gran cantidad de servicios a la sociedad (Solaun *et al.*, 2013).

Ecosistemas costeros, en particular los ecosistemas de marismas salobres, lechos de pasto marino y manglares; se conocen también como sumideros carbono azul porque pueden transferir y almacenar carbono en sus sedimentos y dentro de las partes de la planta a tasas mucho mayores que las de los bosques terrestres. Este almacenamiento de carbono azul puede ocurrir potencialmente durante milenios. Estos ecosistemas terrestres transfieren y almacenan carbono de la atmósfera y del océano a tasas hasta cuatro veces más altas que los bosques tropicales (Murray *et al.*, 2011 citado por WWF, 2012).

Lo que los científicos saben sobre el secuestro y almacenamiento de carbono azul, es que involucra tres componentes. El primero, es la tasa de secuestro anual, que en un sistema maduro de flujo anual de material orgánico transferido a suelos anaeróbicos, donde no puede sufrir oxidación a dióxido de carbono (CO₂) y ser liberado a la atmósfera. El segundo componente es la cantidad de carbono almacenado en la biomasa, tanto por encima como por debajo del suelo. El tercer y mayor componente es el stock total de carbono almacenado en los suelos como resultado del secuestro previo (Sifleet *et al.*, 2011).

El carbono azul es un concepto introducido por el Programa de las Naciones Unidas para el Ambiente (PNUMA) en cooperación con la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) y la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO), destaca la capacidad de los ecosistemas marino-costeros para secuestrar el carbono. Se cree que estos ecosistemas, dominados por la vegetación marina, como los manglares, praderas marinas, los pantanos intermareales o marismas, pueden complementar el papel de los bosques (carbono verde) en la absorción de las emisiones de carbono mediante el secuestro (PNUMA, 2010). Es el carbono almacenado en los manglares, marismas y praderas marinas dentro del suelo, la biomasa viva sobre el suelo (hojas, ramas, tallos), la biomasa viva debajo de la tierra (raíces), y la biomasa no viva (hojarasca/necromasa) (Howard, J. *et al.*, 2014).

En los ecosistemas de carbono azul, el CO₂ se queda enterrado en los sedimentos, donde puede permanecer almacenado durante escalas de tiempo milenarias (Mateo *et al.*, 1997, citado por

Nellemann *et al.*, 2009), representando así un fuerte sumidero de carbono natural.

Existe una creciente evidencia y un consenso científico de que la gestión de los ecosistemas costeros de carbono azul, mediante la reducción de las emisiones, la conservación, la restauración y el uso sostenible, tiene un fuerte potencial para convertirse en una herramienta de transformación eficaz en el manejo global del carbono natural (Murray *et al.*, 2011 citado por Herr *et al.*, 2012).

Además de su papel y su valor como sumideros y reservas de carbono, los ecosistemas costeros proporcionan otros beneficios significativos para la adaptación al cambio climático, los medios de subsistencia locales, el turismo y la cultura, como la protección contra las tormentas y la prevención de la erosión de la costa. Para numerosas especies de peces y otras especies comerciales y en peligro de extinción (Barbier *et al.*, 2011 citado por Herr *et al.*, 2012)

El “Carbono Azul” tiene gran importancia en la mitigación del cambio climático por ser uno de los almacenes más potenciales que existe de en la naturaleza (Solaun *et al.*, 2013). La protección, la mejora de la gestión y la restauración de los sumideros de carbono azul resultaría en la prevención de la pérdida anual de hasta 450 TgC/año, o equivalente al 10% de las reducciones necesarias. Combinado con el carbono verde – REDD (Reducción de Emisiones derivadas de la Deforestación y la Degradación de los bosques) - el efecto sería al menos el 20%-25% de las reducciones de emisiones necesarias - con enormes beneficios para la seguridad alimentaria, los recursos hídricos, la biodiversidad - y la creación de empleos e ingresos. Pero esto requeriría un programa similar de "REDD" para los océanos como se ha establecido para los bosques - un fondo de carbono azul (Nellemann *et al.*, 2009).

2.4. Humedal

Los humedales son extensiones de marismas, pantanos y turberas o superficies cubiertas de agua, sean estas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros (Ramsar, 2015).

Los beneficios de los humedales son los siguientes:

- Biodiversidad, se pueden encontrar una variedad de especies de diferentes grupos taxonómicos y muchos de ellos existen únicamente en este tipo de ecosistema.
- Paisaje, por la diversidad de fauna y flora que se encuentra, éstos lugares son mayormente destinos turísticos sobre todo para aquellas personas que realizan avistamiento de aves y de investigación. En consecuencia, son importante fuente de ingresos para la comunidad

local ya que en algunos humedales se aprovechan de los recursos vegetales para elaborar artesanías.

- Mejoran la calidad de agua al proveer un servicio de filtración y retención de nutrientes inorgánicos, son conocidos como los “riñones” de la ciudad.
- Regularn el flujo de las aguas, es decir, que evitan y/o protegen a las ciudades aledañas de las inundaciones y además controlan la erosión del suelo.
- Proveen servicios ecosistémicos como el de captura de carbono, ya que conducen a la acumulación de materia orgánica en el suelo y los sedimentos, que sirve como sumideros de carbono convirtiéndolos en uno de los ecosistemas más eficaces para el almacenamiento de CO₂ (Whitaker, 2013); los suelos de humedales inundados o saturados durante la mayor parte del año, da un ambiente bajo en oxígeno que, junto con la alta productividad de la planta, promueve una considerable tasa de acumulación de materia orgánica (752 g/m²/año de biomasa seca; Pratolongo 2004 citado por Salvia *et al.*, 2012).

2.4.1. Servicio Ambiental o Ecosistémico

Son los beneficios que las personas y las sociedades derivan de los procesos naturales que sustentan los ecosistemas (Daily, 1997 citado por Zhu, *et al.*, 2010), y pueden ser generalmente catalogados en cuatro grandes áreas: apoyo, aprovisionamiento o abastecimiento, regulación, y culturales (Millennium Ecosystem Assessment, 2003 citado por Zhu, *et al.*, 2010). Las perturbaciones de los ecosistemas se definen como sucesos episódicos que pueden afectar la composición, estructura o función de un ecosistema (Pickett y White, 1985, E.A. Johnson y Miyanishi, 2001, M.G. Turner y otros, 2001 citado por Zhu, *et al.*, 2010).

Según el Ministerio del Ambiente del Perú (MINAM), son procesos o funciones ecológicas que tienen un valor, monetario o no, para los individuos o para la sociedad en general. Los hay de varios tipos: i) servicios de apoyo, por ejemplo de mantenimiento de la productividad o de la biodiversidad; ii) servicios de abastecimiento, por ejemplo de alimentos, de fibras o de pescado; iii) servicios de regulación, por ejemplo del clima, o del secuestro de carbono; y iv) servicios culturales, como el turismo, o el disfrute espiritual o estético (MINAM, 2010).

2.4.2. Sumidero de carbono

Un área del humedal es un sumidero de carbono, si el almacenamiento de carbono aumenta con el tiempo. Es decir, si el cambio en el stock de carbono es positivo. Cualquier proceso o mecanismo que absorbe el carbono de la atmósfera (OSINFOR, 2013).

Los pantanos o marismas de marea son ambientes altamente productivos, los cuales están dominados por plantas adaptadas a estos ecosistemas. Asimismo sirven de hogar a muchas especies de peces, aves y plantas, captan el exceso de nutrientes disueltos y brindan proporción ante episodios meteorológicos extremos. También cuentan con la mayor capacidad de absorción en el sustrato al compararlo con otros hábitats marinos costeros debido a su capacidad de almacenar al menos 430 TgC en sus primeros 50 cm de sustrato, y sus procesos metabólicos no generan una gran cantidad de otros GEI. Los sedimentos carbonatados se van acumulando en el suelo, llegando a registrarse depósitos de carbono de hasta seis metros de profundidad (Solaun *et al.*, 2013).

Choi *et al.*, (2004), concluyen que "Debido a las tasas más altas de secuestro de carbono y bajas emisiones de CH₄, los pantanos intermareales o marismas podrían ser sumideros C más valiosos por unidad de área que otros ecosistemas".

A nivel mundial se está reconociendo la importancia de evaluar los humedales costeros como potenciales ecosistemas de sumidero de carbono (Figura 3). Se tiene como ejemplo que los manglares ya se han incluido oficialmente en los inventarios nacionales para los proyectos de Reducción de Emisiones de gases de efecto invernadero causadas por la Deforestación y Degradación, la conservación y el incremento de las capturas de CO₂ (REDD+) (PNUMA, 2008) lo que abre una ventana para incluir a los demás humedales costeros. Además, investigaciones recientes muestran que restaurar los pantanos intermareales o marismas (salt marshes en inglés) es una de las medidas más efectivas para secuestrar carbono ya que éstos son ecosistemas altamente productivos que capturan significantes cantidades de carbono atmosférico, las cuales son almacenadas en sus suelos (Trulio *et al.*, 2007).

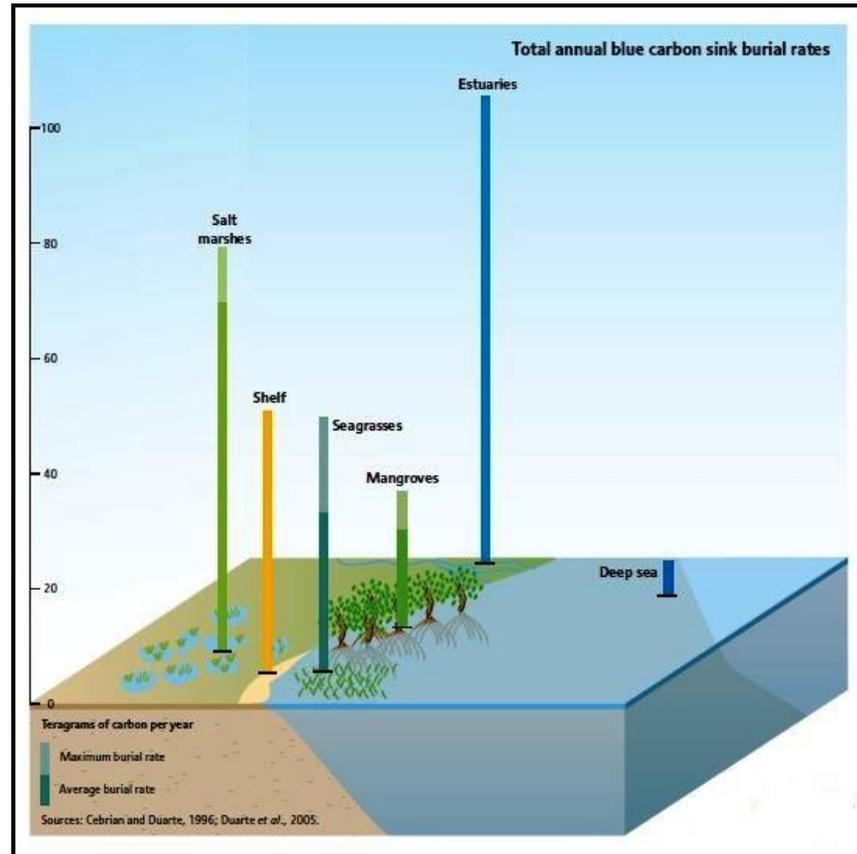


Figura 3. Capacidad de los humedales costeros como sumideros de carbono azul.

Tasa de almacenamiento anual de carbono azul (TgC/año) en diferentes ecosistemas de humedales costeros. (Fuente: Cebrian et al., 1996; Duarte et al., 2005)

Se estimó que los humedales de América del Norte tienen una reserva de carbono de suelo y de plantas de 220 PgC, que es una proporción sustancial de la reserva mundial de carbono de humedales de 529 PgC. Aproximadamente el 98% del carbono en los humedales de América del Norte reside en el suelo (Bridgham *et al.*, 2006).

Se dispone de datos sobre el contenido de carbono de la biomasa para seis sitios de marismas. Los valores oscilan entre 5.1 - 18.3 MgCO₂eq/ha. (1 megagramo (Mg) = 1 tonelada = 1 tonelada métrica = 1,000 kg). Se dispone de estimaciones del stock de carbono del suelo en el primer metro de suelos de marismas para 126 pantanos costeros. Los valores oscilan entre 174 MgCO₂eq/ha y 6967 MgCO₂eq/ha. La mayoría de las estimaciones se sitúan entre 900 y 1700 MgCO₂eq/ha (Sifleet *et al.*, 2011).

Acerca de los marismas o pantanos intermareales, el conocimiento científico del secuestro y almacenamiento de carbono es mayor para el este de Norteamérica, poca información está disponible para el resto del mundo. Se conoce más sobre el área de extensión de los

marismas en América del Norte y Europa, pero se sabe relativamente poco en el resto del mundo y se cuenta con insuficiente información sobre las tasas de pérdida de estos ecosistemas alrededor del mundo (Sifleet *et al.*, 2011).

El exceso de producción restante de estos ecosistemas como sumideros de carbono azul están enterrado en los sedimentos, donde puede permanecer almacenado durante escalas de tiempo milenarias (Mateo *et al.*, 1997 citado por Nellemann *et al.*, 2009), representando así un fuerte sumidero de carbono natural.

Las tasas de captación de carbono al año en este tipo de ecosistema son de dos a cuatro veces superiores a las de los bosques tropicales maduros (Lewis y Cols. 2009, citado por Solaun *et al.*, 2013); por otro lado, estos ecosistemas se encuentran amenazados, siendo necesarias que se tomen medidas para su conservación.

2.4.3. Incendios en humedales

En los humedales, la presencia de una capa freática o suelo saturado restringe la penetración hacia abajo del calor en el suelo, lo cual afecta la dispersión y severidad del fuego (Are *et al.*, 2009 citado por Salvia *et al.*, 2012). El fuego involucra la pérdida de biomasa, alterando la estructura y funcionamiento de las poblaciones y comunidades, así como características generales del ecosistema (Grime 1979, Keddy 2010 citado por Salvia *et al.*, 2012). Por otro lado, los incendios de baja intensidad pueden simplemente eliminar la biomasa aérea, cambiar la composición de los humedales leñosos a herbáceos y aumentar la diversidad de las plantas (Thompson y Shay, 1988 citado por Salvia *et al.*, 2012). Además, las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo pueden ser alteradas por incendios (Neary *et al.*, 2009, Úbeda y Outeiro 2009 citado por Salvia *et al.*, 2012); la magnitud y la duración de estos cambios dependen de factores como la gravedad del fuego, la temperatura máxima y el tipo de suelo (Salvia *et al.*, 2012).

Con respecto a la evaluación del suelo post incendio en humedales se encontró disminución del carbono y nitrógeno en el suelo orgánico hasta un 66% y 59% para incendios con severidad media y baja respectivamente. (Salvia *et al.*, 2012). Además, pueden producirse cambios en el funcionamiento hidrológico del suelo, degradación de las propiedades físicas del suelo, disminución de la micro y macrofauna, alteraciones en las poblaciones microbianas y procesos asociados (Neary *et al.*, 1999 citado por Salvia *et al.*, 2012).

Dependiendo de la magnitud y frecuencia de incendios en humedales no sólo liberará los depósitos de carbono en forma de CO₂, sino que también reducirá la capacidad de estos hábitats para proporcionar

servicios ecosistémicos incluyendo la sostenibilidad de especies y poblaciones de vida silvestre tal como ocurrió en el Delta de Sacramento, Los Everglades, Nueva Orleans y el delta del Mississippi (Christie *et al.*, 2011). También se conoce que disturbios como incendios antropogénicos a la especie *Schoenoplectus americanus* (Pers.) Volkart ex Schinz y R. Keller “junco” en humedales afectan el potencial de su productividad a largo plazo mediante la alteración del almacenamiento de carbono en la biomasa y rizomas necesarios para su crecimiento (Escutia, *et al.*, 2009; McGuire, *et al.*, 2011). Por otro lado, se evalúo que se necesitaría invertir hasta 5 millones de dólares en una planta de tratamiento de agua de no existir el pantano natural de Congaree (Carolina del Sur, EE.UU; Eoearth, 2012).

Además, el efecto del fuego no será el mismo si se produce al final del verano o del invierno; y, en los humedales, aparte de la estación, el efecto de los incendios también depende de la condición hidrológica, en particular la presencia de agua sobre el suelo (saturación) o condición de humedad del suelo. Esta característica es crítica para saber si durante un incendio, el calor se tranfiere hacia el suelo, o hacia la biomasa aérea y a la atmósfera. Cuando la humedad del suelo es baja, los incendios serán de mayor intensidad, dado el material de combustible seco (hojarasca). Sin embargo, cuando el suelo está saturado, el fuego afecta principalmente a la biomasa aérea, de modo que los rizomas y el almacenamiento de carbono, nitrógeno y nutrientes del suelo son menos afectados (Salvia *et al.*, 2012).

Se sabe que los humedales presentan constantes disturbios, entre los más significativos están los incendios naturales y provocados; los que causan un impacto a sus servicios ecosistémicos; es por ello que en México se realizó un estudio para evaluar el efecto del disturbio de los incendios en la composición de la comunidad de hidrófitas emergentes en el humedal de la Mintzita, obteniendo como resultados un total de 34 especies en el año 2005 (antes de los incendios), para el año 2006 (después del primer incendio) se encontraron 29 especies y para el 2007 (después del segundo incendio) 26 especies; la diferencia en la riqueza de especies es significativa, obteniendo como conclusión que la estructura de la vegetación del humedal cambió después de los incendios debido a que *Typha domingensis* redujo su cobertura en las zonas en las que era dominante (*S. americanus* dominaba antes de los incendios). (Escutia *et al.*, 2009; Chang, Chen, Wang *et al.*, 2011). Conjuntamente, se estima que con las tasas actuales de pérdida de carbono en estos ecosistemas se produce una liberación anual entre 150 a 1020 millones de toneladas de CO₂ (Sutton-Grier *et al.*, 2014).

A pesar de que los incendios ocurridos en los humedales de la costa peruana no se les han dado la importancia debida o se les ha

considerado eventos aislados (Figura 4). Se ha demostrado que este tipo de disturbio tiene una alta frecuencia de ocurrencia, es decir, al menos un incendio por año en la última década. El origen de estos eventos es mayormente antrópico (actividades humanas que se desarrollan dentro o en los alrededores de humedales costeros) lamentablemente no son conocidas las consecuencias en la diversidad biológica y los servicios ecosistémicos (Aponte *et al.*, 2015).



Figura 4. Incendio en el RVS Los Pantanos de Villa. Incendio ocurrido el 28 de noviembre del 2014 en el RVS Los Pantanos de Villa, donde se quemaron alrededor de 7 hectáreas del ANP.

Según Aponte *et al.* (2015), las razones por las cuales se han originado estos incendios son múltiples, podemos mencionar las quemaduras periódicas que se realizan como parte del manejo del junco, totora y carricillo, incluyendo los incendios provocados para emparejar el crecimiento de la fibra de junco y la eliminación de plagas (Aponte *et al.*, 2014). Otra razón frecuente es la quema de residuos sólidos (basura) en zonas aledañas, que causa incendios involuntarios (Aponte *et al.*, 2011). Una tercera razón son las quemaduras que originan los pobladores locales para eliminar la vegetación del terreno, con la finalidad de tomar posesión del área (Aponte *et al.*, 2014).

2.4.4. *Schoenoplectus americanus* “junco”

Schoenoplectus americanus (Pers.) Volkart ex Schinz y R. Séller, es una especie que pertenece a la familia de las Ciperáceas, macrófita

emergente, especie perenne y tipo C₃ (por diferencia en sus vías metabólicas de fotosíntesis) dominante de los pantanos intermareales o marismas cuya respuesta al CO₂ es a menudo mayor en este tipo de especies que en las C₄ (Curtis *et al.*, 1989, 1990 citado por Cherry *et al.*, 2009). Tener en cuenta que la diferencia dramática entre las especies (C₃ y C₄) son las diferencias en el almacenamiento de biomasa, en las especies C₃ se almacena más biomasa en el subsuelo a través de la zona radicular que las especies C₄. Si se continúa con los incrementos del CO₂ en la atmósfera, esto favorece la producción de biomasa de los juncales en pantanos intermareales o marismas, conlleva a ser un buen sumidero de C por lo que puede desempeñar un papel cada vez más importante en el mantenimiento de esas concentraciones y de esta manera mitigar el incremento de los GEI como el CO₂. (Cherry *et al.*, 2009)

Una de las especies vegetales más representativas y frecuentes en humedales costeros, que es una especie C₃, esta característica de su proceso fotosintético juega un papel importante para el secuestro de carbono; ya que las partes aérea y subterránea sirve como sumidero de carbono por la producción primaria de biomasa (Chang, Chen, Wang, *et al.*, 2011), esto debido a que su respuesta al CO₂ es a menudo mayor que en otros tipos de especies comunes en humedales como los de tipo C₄ (Curtis *et al.*, 1989, 1990 citado por Cherry *et al.*, 2009) debido que el enriquecimiento de CO₂ reduce la limitación de la difusión y la fotorrespiración en especies C₃ mientras que la fotosíntesis está casi saturada a los niveles actuales de CO₂ en especies C₄ (Woodward *et al.*, 1991 citado por Cherry *et al.*, 2009). Las elevadas concentraciones de CO₂ aumenta el crecimiento de las plantas de humedales tipo C₃ (Cherry *et al.*, 2009; Langley *et al.*, 2009 citado por Langley *et al.*, 2013).

El junco (Figura 5) posee un rizoma con o sin escamas, del cual se desprenden múltiples tallos verdes. Los tallos pueden llegar hasta 1,5 m, son erectos, lisos y agudamente trígonos. Posee vainas foliares inferiores, sin lámina, con un limbo de hasta 2 cm; las vainas foliares superiores pueden poseer o no una lámina de 13 cm hasta 20 cm. (Aponte, 2009). Hasta hace algunos años, esta especie era conocida con su sinónimo: *Scirpus americanus* Pers., nombre utilizado desde su descripción en 1805 (Persoon, 1805 citado por Aponte, 2009), con el cual se realizaron múltiples investigaciones. Todavía, algunos trabajos citan *Scirpus americanus* como nombre científico de esta especie, siendo sin embargo un sinónimo de la nueva combinación. El junco, especie dominante de los pantanos intermareales o marismas (Curtis *et al.* 1989, 1990 citado por Cherry *et al.*, 2009) tiene un crecimiento que sobresale por encima del nivel del agua llegando a medir hasta 1,5 m.



Figura 5. *Schoenoplectus americanus*

Muestra del junco tomada del Herbario del Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

La especie muestra tener un patrón de distribución continuo a lo largo de la costa peruana llegando a formar grandes comunidades denominadas vegas de ciperáceas. Cabe señalar, que el manejo de esta planta vienen desde la época precolombina, siendo aprovechada por los pobladores que viven en zonas aledañas como materia prima para fabricar artesanías (Aponte, 2009; Figura 6). Se debe tomar en cuenta que esta especie es el principal recurso vegetal extraído de los humedales de la costa y que cuenta con planes de manejo y asociaciones organizadas en algunos humedales costeros. (Aponte *et al.*, 2014). Además, esta especie está nominada en el Catálogo Mundial de Plantas de Importancia Económica elaborado por Wiersema y León (Wiersema *et al.*, 1999).

Schoenoplectus americanus "junco", es una de las especies vegetales más utilizadas en los humedales, debido principalmente a la fibra que produce, llegando a ser una de las más importantes de la costa central del Perú, ya que su aprovechamiento es una fuente de trabajo y por ende de ingresos económicos para los pobladores en las cercanías de los humedales como los artesanos. Dentro de las amenazas se encuentran el crecimiento urbano, los incendios, las plagas y la introducción en el mercado de fibras procedentes de otros países. (Aponte *et al.*, 2013 y León *et al.*, 1998 citado por Aponte *et al.*, 2014).



Figura 6. Juncal en el RVS Los Pantanos de Villa
Comunidad del junco en la zona de crecimiento natural
en el RVS Los Pantanos de Villa

Se ha descubierto que algunas especies desarrollan ecotipos tolerantes que son capaces de sobrevivir a altas concentraciones de metales acumulados en sus tejidos o han desarrollado mecanismos más eficientes para excluir los iones metálicos de sus tejidos (Cardwell, Hawker y Greenway, 2002 citado por Arreghini *et al.*, 2006). Estos autores han observado que *Schoenoplectus* sp. puede ser más tolerante que otras macrófitas de humedales. La tolerancia a los metales depende de la fenología, el vigor y el crecimiento de las plantas, así como de la especiación del metal y de la química del agua. Como resultado obtuvo que *S. americanus* es tolerante a altas dosis de Zn en sedimentos aluviales, ya que éstos proporcionan un ambiente adecuado para el crecimiento de esta macrófita que compensa parcialmente los efectos tóxicos del Zn; se concluye que *S. americanus* es una especie adecuada para la fitorremediación de humedales contaminados con Zn y con abundantes nutrientes y materia orgánica (Arreghini *et al.*, 2006). Además, se ha llevado a considerar al junco como potencial biorremediador en ecosistemas impactados (USDA, 2000 citado por Aponte, 2009)

2.4.5. **Humedal Costero**

Los Ecosistemas Costeros y Marinos (CMEs, siglas en inglés) - específicamente manglares, marismas/pantanos intermareales y pastos marinos - proporcionan una gran variedad de servicios ecosistémicos que contribuyen a la capacidad de las personas para mitigar y adaptarse a los impactos del cambio climático. Algunos de estos servicios ecosistémicos son: protección contra las tormentas y el aumento del nivel del mar, prevención de la erosión de la costa, regulación de la calidad del agua costera y el suministro de hábitat

para numerosas especies marinas comercialmente importantes y seguridad alimenticia para muchas comunidades costeras alrededor del mundo. (Barbier *et al.*, 2011 citado por Howard *et al.*, 2014).

Los humedales costeros son sensibles al cambio climático global y pueden desempeñar un papel importante en el ciclo global del carbono. Sin embargo, la dinámica del ciclo del carbono (C) en los humedales costeros y su respuesta al cambio del nivel del mar asociado con el calentamiento global todavía es poco entendida. (Choi *et al.*, 2004)

A nivel nacional, el Perú cuenta con 92 humedales costeros conformando un corredor de diversidad que proveen importantes servicios de regulación y aprovisionamiento de recursos (Aponte y Cano, 2013; MINAM, 2013); estos humedales juegan un importante papel en la adaptación al cambio climático y su mitigación al retener cantidades importantes de dióxido de carbono (Aponte *et al.*, 2011 citado por Alarcon *et al.*, 2014), cinco de ellos han sido declarados sitio Ramsar.

El MINAM (2014) indica que la extensión de los humedales costeros en el Perú es de 12173 ha aproximadamente, lo cual representa un 0,15% del total de humedales del país.

2.4.5.1. Refugio de Vida Silvestre (RVS) Los Pantanos de Villa

El Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SINANPE) tiene como objetivo es contribuir al desarrollo sostenible del Perú a través de la conservación de muestras representativas de la biodiversidad biológica. El SINANPE está conformado por las Áreas Naturales Protegidas (ANP) de administración nacional que son gestionadas y administradas por el SERNANP. Las ANP de administración nacional tienen dos estatus: las ANP establecidas con estatus definitivo y las Zonas Reservadas con estatus transitorio.

Las Áreas Naturales Protegidas con estatus definitivo se clasifican en nueve categorías, una de ellas es Refugio de Vida Silvestre (RVS), solo tres lugares a nivel nacional están dentro de esta categoría (Bosque Nublados de Udimá, Los Pantanos de Villa y Laquipampa)

El SERNANP define a los Refugios de Vida Silvestre como zonas que protegen áreas de características naturales específicas por su rareza o localidades representativas, así como la protección de especies de flora y fauna silvestre, en especial de los sitios de reproducción para recuperar o mantener las poblaciones.

Los Pantanos de Villa se establecieron el 29 de mayo de 1989 mediante Resolución Ministerial N° 00144-89-AG/DGFF como Zona

Reservada. Mediante Decreto Supremo N° 055-2006-AG, en setiembre del 2006, se cambia su categorización a Refugio de Vida Silvestre, siendo un humedal de importancia internacional, reconocido como un sitio Ramsar por la Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional especialmente como hábitat de aves acuáticas (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2014), ya que forma parte del corredor biológico del Pacífico lo cual permite que una gran variedad de aves migratorias lleguen desde Norte América y los Andes (Iannacone *et al.*, 2010).

El Refugio de Vida Silvestre, Los Pantanos de Villa está ubicado en la Región y Provincia de Lima, en el distrito de Chorrillos, entre los kilómetros 18 y 21 de la antigua carretera panamericana sur (12°11'42" – 12°13'18"S y 76°58'42" – 76°59'42"W); perteneciente a la ecorregión Desierto Pacífico Subtropical teniendo como hábitats a juncales, gramadales, totorales, espejos de agua, entre otros. El RVS Los Pantanos de Villa, limita por el norte con el AA.HH. La Sagrada Familia, el AA.HH. Las Garzas de Villa, la Urb. Los Huertos de Villa y la Urb. La Encantada; por el sur con el Club Hípico del Perú; por el este con el Cerro Las Delicias de Villa y por el oeste con el Océano Pacífico. (SERNANP, s.f.) (Figura 7).

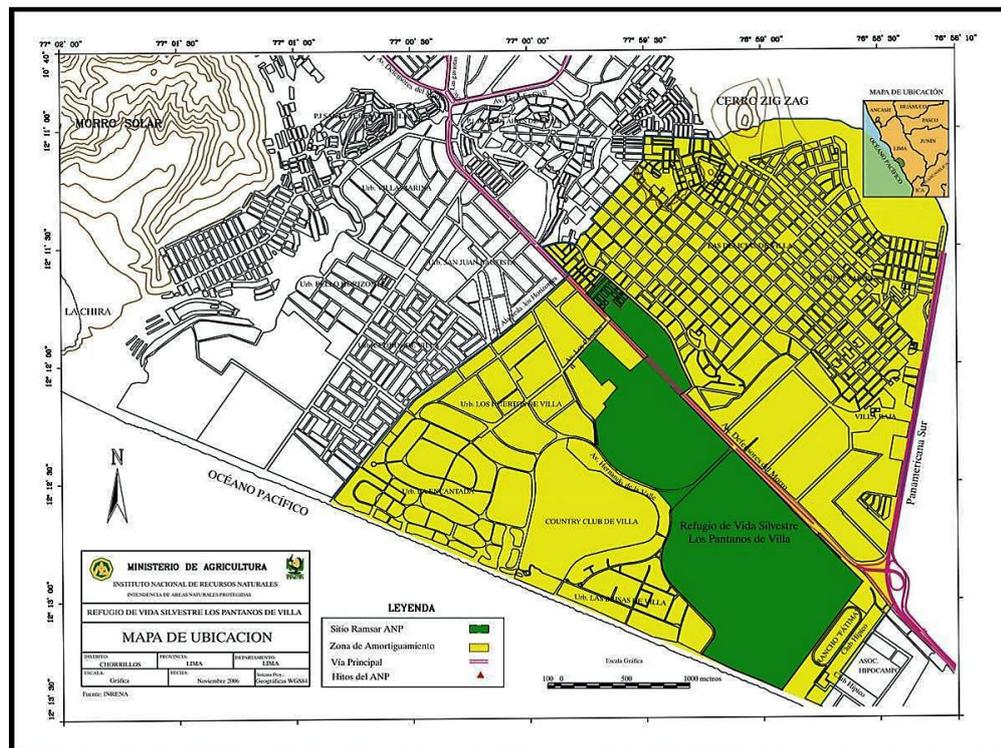


Figura 7. Mapa RVS Los Pantanos de Villa
Mapa de ubicación del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (color verde) ubicado en el distrito de Chorrillos. (Fuente: INRENA, 2006)

El RVSPV está ubicada en una depresión circundada de colinas que alcanzan entre 100 m y 300 m de altitud y frente al Océano Pacífico, adquiriendo características microclimáticas propias (INRENA, 1998); comprende una superficie de 276ha (Resolución Ministerial N° 0909-2001); 5 espejos de agua, canales de agua alimentados por dos puquios que abastecen al humedal; zonas pantanosas con abundante materia orgánica de origen vegetal y terrenos calcáreos-arenosos (Ramírez *et al.*, 2010). En el año 1943 los pantanos presentaban una extensión de 1530 ha, sin embargo como consecuencia del crecimiento urbano de Lima, problemas de contaminación y desecación, estos se han reducido (Pulido, 2003, citado por Torres *et al.*, 2006).

Según Brack y Mendiola (2010) citado por Alarcon *et al.*, 2014, este humedal pertenece a la ecorregión de Desierto Costero; con temperaturas promedio de 15 °C - 17 °C (Guillén 2002 citado por Alarcon *et al.*, 2014). Es el único refugio de vida ubicado dentro del casco urbano de Lima (Alarcon *et al.*, 2014). Debido a sus características especiales, se observa una variedad de suelos de diferente composición (Lizarzaburu 1992 citado por Alarcon *et al.*, 2014). Sus aguas son de tipo salobre, con una salinidad variable (León *et al.*, 1995 citado por Alarcon *et al.*, 2014), decoloración pardo claro hasta oscuro y su pH fluctúa entre 6 y 8,5 (Guillén 2002 citado por Alarcon *et al.*, 2014).

El área del RVSPV representa un ecosistema local de vital importancia por sus beneficios económicos, turísticos, culturales y ecológicos. Este ecosistema está en peligro de extinción por una sobreexplotación de las aguas subterráneas y el fuerte impacto ambiental producido por el incremento urbano no planificado de los asentamientos humanos adyacentes, que generan abundantes residuos sólidos y líquidos. Se ha podido determinar que estos humedales han tenido una mayor extensión (Chacón *et al.*, 2010). Dentro de la clasificación de humedales propuesta por la Convención Ramsar, el RVSPV pertenece al humedal costero del tipo 8 (pantanos intermareales) y 10 (lagunas salinas con una o más conexiones con el mar) (INRENA, 1996).

El RVSPV constituye un área natural formada por el afloramiento de aguas subterráneas. INRENA (1996) describe a los pantanos costeros como formaciones que se presentan en la parte mas baja de los valles, como producto de las infiltraciones y el afloramiento de las aguas subterráneas que discurren hacia el mar. La especie *Schoenoplectus americanus*, es característico de la vega de ciperáceas en este humedal (Ramírez *et al.*, 2010).

A pesar del impacto antrópico sobre los humedales costeros (León y Young 1996, citado por Ramírez *et al.*, 2010), aún existen humedales

importantes en el Perú. Entre esos humedales el mejor conservado y estudiado de manera más amplia es Los Pantanos de Villa, el cual ha sido reconocido como humedal de importancia internacional o sitio Ramsar desde el 20 de Febrero de 1997. En la actualidad SERPAR (Servicios de Parques de Lima Metropolitana) administrado por PROHVILLA (Autoridad Municipal de Los Pantanos de Villa, de la Municipalidad Metropolitana de Lima), SERNANP (Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas) y las municipalidades de Chorrillos, Surco, San Juan de Miraflores y Villa el Salvador coordinan la administración y conservación de Los Pantanos de Villa (Ramirez *et al.*, 2010).

La Zona de Reglamentación Especial (ZRE) de Los Pantanos de Villa, es la señalada como Zona de Amortiguamiento (ZA) del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa, y tiene por objetivo asegurar las condiciones que permitan reducir los impactos ambientales sobre esta área natural protegida. La Zona de Reglamentación Especial (ZRE) tiene una extensión de 2,056.43 ha (Municipalidad de Lima, 2015).

Además, según su Plan Maestro (2016 - 2020) se indica que la zonificación del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa de acuerdo al uso del espacio en base a las potencialidades y características ecológicas y sociales se cuenta con las siguientes zonas:

- 2 Zonas de protección estricta
- 5 Zonas silvestres
- 2 Zonas de uso turística y recreativa
- 2 Zonas de aprovechamiento directo
- 4 Zonas de recuperación
- 7 Zonas de uso especial

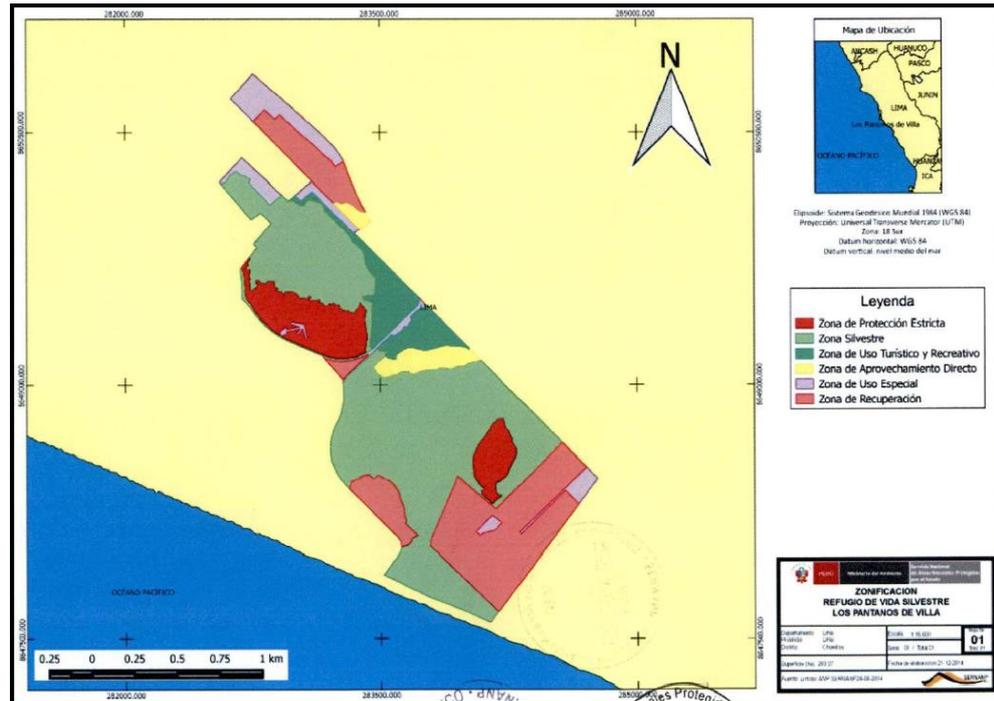


Figura 8. Mapa de Zonificación RVS Los Pantanos de Villa
Se visualiza seis zonas diferentes en el RVS Los Pantanos de Villa, el presente estudio se realizó en la zona Silvestre. (Fuente: Plan Maestro del RVSPV 2016-2020)

El RVS Los Pantanos de Villa, es un humedal que forma parte del corredor biológico a lo largo de la costa desértica del Perú donde habita una gran diversidad de especies animales y vegetales (Cano y Young 1998; Ramírez y Cano 2010; Aponte y Ramírez 2014; Aponte y Cano, 2013). Al encontrarse ubicado dentro de una urbe, las poblaciones humanas (usualmente asentamientos humanos) hacen uso de los diversos recursos que brindan sus formaciones vegetales, como la utilización del junco para fabricar productos artesanales como canastas, esteras, etc.; de esta manera coexisten con este tipo de ecosistema. Así, el humedal brinda servicios socio-económicos a los pobladores aledaños, sin embargo; cuando no hay una gestión adecuada del uso sostenible del junco, las funciones del humedal pueden verse afectadas; teniendo en cuenta que los humedales costeros son sensibles al cambio climático y que pueden desempeñar un papel importante en el ciclo global de carbono (Choi *et al.*, 2004). El RVS Los Pantanos de Villa, como humedal costero, es fuente de diversidad y tiene valor tanto cultural, socio-económico como biológico. Estas características pueden afectar de alguna manera la dinámica del carbono (C) por una inadecuada gestión y manejo.

Además, los pantanos y humedales están considerados como ecosistemas frágiles a nivel nacional según según la Ley General del Ambiente (Ley N° 28611). Según el Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre (SERFOR) indica que los ecosistemas frágiles

presentan características o recursos singulares con baja resiliencia (capacidad de retornar a sus condiciones originales), e inestable ante eventos impactantes de naturaleza antropogénica, que produce una alteración en su estructura y composición. La condición de fragilidad es inherente al ecosistema y sólo se manifiesta bajo las condiciones de disturbio. Queda establecido que a mayor fragilidad, mayor es la necesidad de protección del ecosistema (Política Nacional Forestal y de Fauna Silvestre - Decreto Supremo N° 009-2013-MINAGRI).

Según SERFOR este tipo de ecosistema frágil brinda muchos beneficios a la sociedad, algunos de ellos son:

- Mantiene poblaciones importantes de flora y fauna silvestre, además de especies amenazadas y endémicas.
- Mantiene hábitats y formaciones vegetales singulares con alto valor paisajístico
- Son parte de corredores ecológicos, cumpliendo su función de conectividad entre ecosistemas.
- Mantiene procesos ecológicos (ciclo de nutrientes, formación de suelo, producción primaria, entre otros)
- Brindan servicios ecosistémicos
- Ofrecen oportunidades de recreación.
- Constituyen laboratorios naturales para la formación educativa.
- Constituyen áreas importantes para la investigación científica

El RVS Los Pantanos de Villa ha sido seleccionado debido a que representa un panorama de los impactos más frecuentes en humedales costeros como la presión demográfica y la recurrencia de incendios provocados los cuales afectan al crecimiento natural del junco (especie representativa).

2.4.5.2. Biomasa

La masa total de organismos en un área o volumen dado; material vegetal muerto puede ser incluida como biomasa muerta. La quema de biomasa es la quema de vegetación viva y muerta. (IPCC, 2013) La biomasa se define como la cantidad total de materia orgánica viva y la materia orgánica inerte (OIM) sobre el suelo y bajo el suelo expresado en toneladas de materia seca por unidad de superficie (planta individual, hectárea, región o país). (Ponce-Hernandez *et al.*, 2004).

Los pantanos intermareales pueden producir hasta 8000 toneladas métricas de material vegetal por año (Mitch y Gosselink 2000 citado por Trulio *et al.*, 2007), un proceso mediante el cual las plantas capturan continuamente el CO₂ de la atmósfera y lo convierten en material vegetal. Las hierbas de pantano y otras macrofitas, las microalgas en la superficie del lodo y el fitoplancton son los tres componentes primarios de la comunidad natural que eliminan el CO₂.

Si bien parte de esta productividad anual se consumirá o se descompondrá, cantidades sustanciales de carbono se acumulan en los suelos de este tipo de ecosistema, especialmente de la producción vegetal subterránea (Trulio *et al.*, 2007). En las marismas del centro y sur de California, las macrófitas producen alrededor de 450 gC/m²/año (Zedler 1980 citado por Trulio *et al.*, 2007).

2.4.5.3. Depósitos de Carbono

El almacenamiento de carbono en los humedales costeros se da por dos vías diferentes: la biomasa viva en donde los organismos fotosintéticos como parte de su metabolismo capturan el carbono; y la materia orgánica del suelo. La biomasa viva también quedará atrapada en el sustrato conforme se convierta en biomasa muerta con el paso del tiempo (Solaun *et al.*, 2013).

La medición del carbono en el suelo, en un ecosistema de humedal es importante para la cuantificación de la cantidad real de carbono que se encuentra en la parte subterránea. Estas mediciones pueden ser útiles para establecer el aporte referencial de carbono asociado a un humedal en particular antes de realizar un plan o programa de restauración o conservación. Medir la cantidad de carbono que se encuentra en la biomasa aérea también es importante, principalmente en las escalas estacionales durante el crecimiento y degradación de la planta referente a la dinámica de carbono en el periodo anual. (Williams *et al.*, 2009)

En el presente estudio el carbono almacenado se evalúa la parte aérea y subterránea de la comunidad del juncal, el cual se ha determinado bajo cuatro depósitos de carbono:

- Parte aérea:



Figura 9. Biomasa herbácea
Este depósito incluye flores, tallos verdes (Sifleet *et al.*, 2011).



Figura 10. Biomasa de hojarasca/necromasa
También conocido como desechos orgánicos: incluye flores y tallos secos o en descomposición (Sifleet *et al.*, 2011).

- Parte subterránea:



Figura 11. Biomasa de raíces/rizomas
Como su propio nombre lo dice, se compone principalmente de raíces /rizomas y flora y fauna asociadas (Sifleet *et al.*, 2011).



Figura 12. Materia orgánica del suelo
La mayor reserva de carbono en humedales costeros está dentro de los suelos.

El contenido de carbono en el suelo, especialmente en las capas/horizontes más profundos es la mejor medida de almacenamiento continuo de carbono a largo plazo (Trulio *et al.*, 2007). Cuando se almacena en el suelo, el carbono se extrae principalmente del sistema de los organismos vegetales cuando las velocidades de descomposición están bajo condiciones anaerobias bajas. Como resultado, los suelos de este tipo de humedales son bien conocidos como importantes sumideros de carbono (Chmura *et al.*, 2003 citado por Trulio *et al.*, 2007).

Para calcular la biomasa de especies herbáceas y gramíneas, se tomarán muestras en parcelas de 1m² de la parte aérea (tallos y hojarasca/necromasa) para el secado y pesaje y así determinar la biomasa viva y muerta. (Ponce-Hernández *et al.*, 2004). Algunos de los métodos que se utilizan para medir el contenido de carbono de la biomasa en pantanos requieren la recolección de plantas utilizando una metodología destructiva o no destructiva de acuerdo al investigador para determinar la cantidad de biomasa aérea. Métodos de biomasa en general no requieren equipos costosos para medir el contenido de carbono y cada uno de estos métodos puede producir resultados consistentes, aunque estos resultados pueden variar entre los diferentes métodos (Williams *et al.*, 2009).

Para entender la cantidad total de carbono almacenado en estos suelos, los científicos deben conocer la densidad de carbono del suelo y la profundidad de la capa de suelo rica en compuestos orgánicos. El valor de la primera se representa típicamente en gC/cm³. A veces el carbono orgánico del suelo se expresa como un porcentaje del total del suelo presente. Este valor se puede convertir si se conoce la densidad aparente del suelo (g_{suelo}/cm³). La profundidad de la capa de suelo rico en orgánicos de los humedales costeros varía. En algunos casos, puede ser varios metros de profundidad, el resultado de cientos a miles de años de crecimiento y acumulación (Sifleet *et al.*, 2011).

Durante los últimos 150 años, la tasa de secuestro de C en marismas fue de 83,5 g/m²/año ± 23 g/m²/año. Antes de los últimos cientos de años, la tasa prevista a largo plazo de secuestro de C promedió alrededor de 29,2 g/m²/año ± 5,35 g/m²/año. El modelo indicó que los suelos de pantanos costeros tienen mayor capacidad de almacenamiento de C que los suelos forestales de tierras altas y suelos en el subgrupo Cúmplico de Mollisoles. En general, el almacenamiento de C en los suelos minerales tiende a alcanzar una condición de estado estacionario, mientras que el secuestro de C en los suelos de pantanos costeros es un fenómeno continuo. Durante el próximo siglo, la futura retención de C en los recién formados suelos de pantanos costeros promedió 400 g/m²/año ± 162 g/m²/año. El carbono es secuestrado cuando el CO₂ atmosférico es capturado por

las plantas durante la fotosíntesis y almacenado como compuestos orgánicos en la biomasa y los suelos (Hussein *et al.*, 2004).

Se indican que las marismas en han sido y siguen siendo un sumidero para el dióxido de carbono atmosférico. Debido a las tasas más altas de secuestro de C y menores emisiones de CH₄, los humedales costeros podrían ser sumideros C por unidad de superficie más valiosos que otros ecosistemas en un mundo más cálido (Choi *et al.*, 2004).

Sin embargo, los protocolos para el muestreo de la superficie de un pantano no se han desarrollado para describir el contenido medio de carbono de los suelos de pantano de una manera estadísticamente representativa (Williams *et al.*, 2009) Es por ello que, en algunos casos, la captación de carbono de los humedales se evaluará utilizando los mismos métodos que para los ecosistemas terrestres (Zhu *et al.*, 2010), en donde es conveniente dividir estas reservas en parte aérea y subterránea. Los reservorios de carbono terrestres evaluados son la biomasa, materia orgánica muerta, suelos y sedimentos, materia orgánica del suelo, y la madera cosechada, que son consistentes con los reconocidos por el Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC; Stackpoole y Zhu, 2011).

La gestión de estos sumideros de carbono azul almacenado en los humedales costeros actualmente no se contabiliza en las políticas de cambio climático y están excluidos de los inventarios nacionales de carbono y esquemas de pago de carbono internacionales. (Lasco, 2004). Por ello, los protocolos para la medición de almacenamiento de carbono en manglares se han establecido desde hace tiempo y con respecto a los métodos para pantanos intermareales/marismas aún están siendo estandarizados poco a poco (Conservación Internacional (CI), Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, Comisión Oceanográfica Intergubernamental (IOC), 2013).

2.4.5.4. Situación actual

Los ecosistemas de humedales tienen características únicas ya que son las fuentes de diversidad cultural, económica y biológica. Estas características únicas afectan la dinámica del carbono y existen pocos mecanismos que ayudan al almacenamiento de carbono en el ecosistema de los humedales. Sin embargo, la cuantificación de la extensión de la reserva de carbono en el suelo de los humedales en todo el mundo, la diferencia entre los tipos de humedales, su morfología, las regiones climáticas y los efectos de las perturbaciones en los humedales y las prácticas de manejo adoptadas en los humedales no han sido estudiadas adecuadamente. (Adhikari *et al.*, 2009).

A nivel global, la degradación y la pérdida de los ecosistemas de humedales es más rápida que otros tipos de ecosistemas. Las principales causas son: el aumento de la población, la conversión del uso del suelo, la sobreexplotación, la extracción de agua, la contaminación, y las especies invasoras introducidas (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005).

Los hábitats costeros marinos como sumideros de carbono azul, se encuentran entre los ecosistemas marinos más amenazados (Duarte *et al.*, 2008; Duarte 2009 citado por Nellemann *et al.*, 2009). La eutrofización costera, el cambio de uso del suelo, la ingeniería y la urbanización han llevado a la pérdida de una fracción sustancial de los sumideros de carbono azul de la Tierra desde la década de 1940 (Duarte *et al.*, 2008; Duarte, 2009 citado por Nellemann *et al.*, 2009).

Alrededor del 25% del área originalmente cubierta por las marismas se ha perdido en todo el mundo (Bridgham *et al.*, 2006 citado por Nellemann *et al.*, 2009), con tasas de pérdida actuales de alrededor del 1% al 2% año⁻¹ (Duarte *et al.*, 2008 citado por Nellemann *et al.*, 2009).

De hecho, el mundo está perdiendo sus hábitats costeros cuatro veces más rápido que sus bosques tropicales (Duarte *et al.*, 2008, Duarte, 2009 citado por Nellemann *et al.*, 2009) y la tasa de pérdida se está acelerando (Waycott *et al.*, 2009 citado por Nellemann *et al.*, 2009).

En el informe “Situación y tendencias de los humedales en las cuencas costeras de los Estados Unidos” concluyó que más de 80,000 ha de humedales costeros se están perdiendo en promedio cada año, frente a los 59.000ha perdidos por año en el estudio anterior, que abarca desde 1998 a 2004. Se indica que la mayor parte de esta pérdida se produjo en humedales de agua dulce (Dahl *et al.*, 2013).

Los humedales costeros peruanos también presentan amenazas muy similares, afectando la flora y fauna y reduciendo su extensión. Actualmente, según el Mapa de Humedales del Perú (MINAM 2010) se estima un total de 3448 ha. de vegetación de humedales costeros. Sin embargo, ya se ha registrado la desaparición de varios humedales costeros (ProNaturaleza, 2010).

Es importante reiterar la fragilidad del ecosistema de humedales en el Perú, ya que se observa un incremento de su degradación agravada por la debilidad del sector público. Finalmente, no se puede dejar de mencionar la escasa inclusión de valores sociales, económicos y culturales en la gestión de los humedales, como se puede notar en la

poca participación de las poblaciones locales en la gestión de estos recursos. (MINAM, 2014).

Por ello, la Ley Marco sobre Cambio Climático (Ley N°30754) fomenta varios enfoques para la gestión integral del cambio climático entre ellos está la mitigación y adaptación basada en ecosistemas el cual promueve identificar e implementar acciones para la protección, manejo, conservación de ecosistemas frágiles como los humedales costeros. Por otro lado, una de las medidas de mitigación al cambio climático que se promueve a nivel nacional es diseñar e implementar proyectos orientados a la captura de carbono.

2.5. Métodos para determinar carbono orgánico en humedales costeros

2.5.1. Método de Dumas o de Combustión Seca

En química analítica consiste en analizar los gases resultantes de quemar la muestra a altas temperaturas en una atmósfera rica en oxígeno, este método fue descrito por primera vez por Jean-Baptiste Dumas a principios del siglo XIX. Jean Dumas (Figura 8) publicó en París su método de combustión, al investigar la composición de aceites naturales, Dumas intentó primero quemar sus muestras para después analizar el carbono y el hidrógeno allí contenidos, la combustión permite analizar varios parámetros (C. Gerhardt GmbH & Co. KG, 2015). Este método puede utilizarse tanto para muestras sólidas como líquidas.



Figura 13. Jean-Baptiste Dumas (1800-1884) Químico francés que desarrolló el Método Dumas o también conocido Método de Combustión Seca (Fuente: Encyclopedia Britannica)

Hoy en día se utiliza el principio del método Dumas en un analizador elemental.

Según Coasin S.A., empresa argentina especializada en la provisión de instrumental de precisión para análisis físicos, químicos y de control de calidad para laboratorios, industrias y emprendimientos diversos, indica que algunas de las ventajas del método Dumas utilizando un analizador elemental son:

- *Seguridad en laboratorio:* descarta la manipulación por parte del personal del ácido sulfúrico y base concentrado, además se evita una costosa disposición de residuos contaminantes.
- *No necesita productos químicos:* solo se requieren cobre u óxido de cobre y tungsteno así como gases como helio o CO₂ y una cierta cantidad de oxígeno.
- *Tiempo:* los análisis duran entre 60 y 120 segundos dependiendo del tipo de muestra.
- *Bajos requerimientos de instalación:* solo se requiere 1 metro de espacio en alguna mesa de laboratorio, una fuente de energía eléctrica y dos gases no peligrosos.
- *Completa automatización:* luego de pesar 39 muestras o más, el análisis es totalmente automático y no requiere atención.
- *Bajo costo por análisis:* esto se debe al ahorro de tiempo del análisis, productos químicos, equipamiento de laboratorio, requerimientos de instalación y la disposición final de los residuos.

El carbono orgánico total (COT) del suelo, es considerado un indicador importante en la calidad del suelo, por lo que es necesario calcularlo con exactitud. Se realizó un estudio para la determinar el COT en diferentes tipos de suelo donde se utilizaron diferentes técnicas como: Walkley y Black, Walkley y Black modificado, calcinación (LOI) y el método de combustión seca de Dumas; obteniendo como resultado, que la metodología de Dumas es mejor que las demás técnicas. (Eyherabide *et al.*, 2014).

Se evaluó la relación entre el contenido de carbono orgánico total, determinado mediante los métodos de pérdida por ignición (LOI) y combustión Dumas, en suelos de bosque siempre verde de ceja andina, zona sur occidental del Parque Nacional Sangay-Ecuador; donde se demostró que el método de Dumas tiene mayor precisión respecto a LOI, convirtiéndose de esta forma en una buena alternativa para ser utilizado como método de referencia. Además la operatividad en el laboratorio se ve reflejada en la reducción de tiempo y optimización del recurso humano. El nivel de correlación muestra un bajo nivel de significancia entre estos métodos, la variación es mayor en el método de DUMAS (3,38%), debido a los volúmenes analizados

de las muestras y el nivel de precisión de los equipos auxiliares (Cargua *et al.*, 2017).

2.5.1.1. Analizador Elemental

Los analizadores elementales orgánicos de Dumas implican la combustión de la materia del suelo en presencia de oxígeno en moléculas o gases simples tales como CO₂, H₂O y N; y luego la separación de estos gases usando técnicas de cromatografía (PerkinElmer Inc., 2010).

El análisis elemental de Carbono se considera el más exacto y evita el error asociado con otros métodos semicuantitativos de la determinación de C incluyendo la pérdida por ignición (LOI) o por combustión húmeda (Kauffman y Donato, 2012 citado por Warren *et al.*, 2012). Por lo tanto, se necesitan múltiples mediciones de la concentración de carbono y densidad aparente a partir de muestras tomadas a diversas profundidades en el perfil del suelo para determinar con precisión las reservas de carbono del suelo. (Donato *et al.*, 2011; Kauffman *et al.*, 2011; Murdiyarso *et al.*, 2010 citado por Warren *et al.*, 2012).

Eyherabide *et al.*, (2014) utilizó un analizador elemental TruSpec CN (LECO, 2008) para la determinación de COT en el suelo mediante el método de Dumas, tomando en cuenta, que para la calibración del equipo se utilizaron estándares de suelo certificados.

- *Analizador ELTRA CS-2000*: es el único analizador de carbono y azufre del mercado con un horno de inducción y uno de resistencia (tecnología de doble horno – EDF, siglas en inglés). Gracias a esta prestación, puede analizar tanto muestras inorgánicas (aceros y fundiciones, metales refractarios, cerámicas) como orgánicas (carbón, coque, petróleo, yeso, suelos, etc., Figura 14).



Figura 14. Analizador ELTRA CS-2000

Analizador elemental del Laboratorio LabSol de SOLDEX S.A. utilizado para el análisis en laboratorio del presente estudio.

El principio de medición de este equipo es cuando la muestra es fundida en el horno de inducción en oxígeno puro. Los gases obtenidos de la combustión pasan por un filtro de polvo y un absorbente de humedad para su purificación. Una vez realizado el análisis, el SO₃ gaseoso es eliminado con lana de celulosa y el contenido de carbono determinado en celdas infrarrojas individualmente configuradas. (ELTRA - Elemental Analyzers, 2013, Figura 15).

Este equipo utiliza el software UNI basado en Windows® para procesar la data obtenida, el tiempo de análisis típico varía de 60 a 180 segundos según el tipo de muestra; este software garantiza el control y la operación confortables del analizador CS-2000.

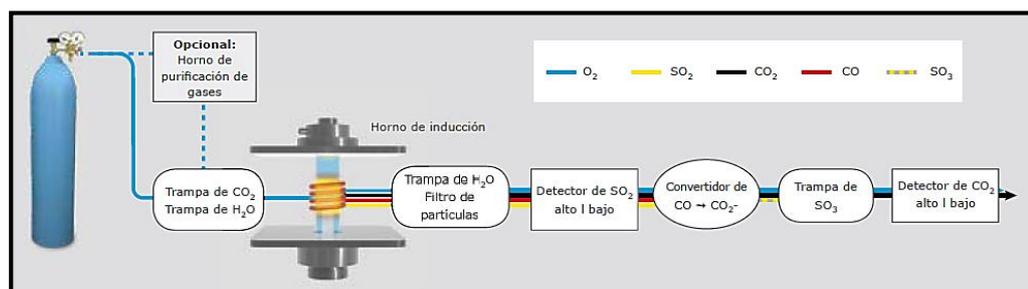


Figura 15. Principio de medición del horno de inducción ELTRA CS-2000.

Gases utilizados en el analizador elemental para calcular el porcentaje de carbono en las muestras recolectadas (Fuente: ELTRA - Elemental Analyzers, 2013)

2.5.2. Otros métodos

La combustión en húmedo, comúnmente conocida como titulación de Walkley-Black (WB-T), es un método propuesto por Walkley y Black (1934), el cual es muy utilizado porque requiere poco equipamiento, puede adaptarse para analizar muchas cantidades de muestras y es económico (Rosell *et al.*, 2001 citado por Eyherabide *et al.*, 2014), además implica el uso de dicromato de potasio en ácido sulfúrico concentrado para oxidar SOC (Campos, 2010 citado por Whitaker, 2013). Este método es considerado más exacto que LOI (Método de calcinación o pérdida por ignición) y es ampliamente utilizado para el análisis rutinario del carbono del suelo (Rowell, 2000 citado por Whitaker, 2013).

Sin embargo, existe una creciente preocupación por los residuos producidos como el ácido sulfúrico y el ion cromo (Campos, 2010;

Rowell, 2000 citado por Whitaker, 2013), los cuales son considerados como desechos tóxicos. (Eyherabide *et al.*, 2014).

Otro método propuesto como exacto y de bajo costo utilizado para determinar la cantidad de carbono en muestras orgánicas es el método de calcinación o pérdida por ignición (loss on ignition, LOI – siglas en inglés) (Schulte y Hopkins, 1996; Abella y Zimmer, 2007 citado por Eyherabide *et al.*, 2014). Sin embargo, si se quiere estimar el COT a partir de la MO se debe utilizar el factor de conversión Van Bemmelen, el cual puede variar para según el tipo de suelo. (Eyherabide *et al.*, 2014).

2.6. Estudios de captación de carbono en humedales costeros

Con respecto a la metodología de muestreo de la captación de CO₂ en pantanos, existen métodos estándares de laboratorio simples para cuantificar la cantidad de materia orgánica dentro de los suelos. Además, la acumulación de carbono en el suelo es mayor en la capa superior de los perfiles del suelo (0-20 cm.), por lo que se recomienda que el muestreo debería concentrarse en esta sección del perfil. Para la determinación del contenido de carbono del suelo dentro de un humedal se requiere la recolección y transporte de muestras de suelo; pero aún no se han desarrollado estándares para cuantificar el contenido de carbono de los suelos de los humedales. Sin embargo, existen procedimientos bien establecidos para la recolección y análisis de estas muestras individuales que podría aplicarse al análisis de suelos donde se requiere un horno de mufla, horno de secado, y balanza. El procedimiento se lleva a cabo normalmente por un laboratorio acreditado, aunque es ampliamente realizado en laboratorios de investigación. Uno de los beneficios de este método es que se obtiene el contenido en carbono real del suelo humedal. (Ponce-Hernandez, *et al.*, 2004; Williams *et al.*, 2009)

2.6.1. A nivel internacional

Las reservas de carbono del suelo (por unidad de área) se estiman como el producto de la concentración de carbono (%C), densidad aparente (gcm³) y volumen del suelo (m³). Estas propiedades no pueden medirse directamente desde sensores satelitales o aéreos, por lo que dependen del muestreo intensivo de campo para la adquisición de datos. Las mediciones de la densidad aparente y la concentración de C requieren una cuidadosa extracción de la muestra en el campo y el análisis subsiguiente con equipo de laboratorio. Las muestras se trituraron, se homogeneizaron y se analizaron para la concentración de C usando un analizador de horno de inducción de Carbono TruSpec LECO (LECO Corporation, St. Joseph MI, EE.UU. citado por Warren *et al.*, 2012).

Se seleccionaron los pantanos de Hell Hook y Cedar Creek (Maryland); dentro de cada unidad de muestreo (1 m²) se recolectaron tres núcleos (muestras) de pantano para estimar el almacenamiento de C en el suelo. Se recolectaron usando el barreno McCauley para minimizar la compactación. Las muestras de suelo se seccionaron en incrementos de

25 cm (a menos que la morfología del suelo sugiriera lo contrario), se colocaron en bolsas de plástico y se congelaron hasta que fueron analizados en laboratorio. Las muestras fueron secadas en horno a 60°C por 48 hrs aprox. Las muestras de suelo se trituraron usando mortero, para luego pasar un tamiz de 0,25 mm (Hussein *et al.*, 2004).

Las investigaciones de suelos en Florida han demostrado que los suelos costeros 30 kg/m² - 100 kg/m² de C orgánico del suelo (SOC, siglas en inglés), mientras que los bosques de tierras altas adyacentes han acumulado sólo 5 kg/m² - 10 kg/m² de SOC (Coultas, 1996b citado por Choi *et al.*, 2004). Es probable que la cantidad de materia orgánica del suelo en la mayoría de los ecosistemas de tierras altas (desierto, bosques boreales y templados y praderas) haya sido bastante constante antes de las perturbaciones humanas de los suelos. Sin embargo, muchos ecosistemas de humedales pueden haber sido como un fregadero de carbono (C) a largo plazo. Los estudios han demostrado que varios ecosistemas de tierras altas acumulan C a una velocidad de aproximadamente 0,2 gC/m²/año - 12 gC/m²/año (Schlesinger, 1990 citado por Choi *et al.*, 2004). Chmura *et al.*, 2003 utilizaron recientemente datos publicados en literatura y sus propios datos para estimar la tasa de acumulación de C en manglares y en marismas dominados por *Spartina alterniflora* y *Spartina Patens*. Ellos sugirieron una tasa media global de acumulación de 210 ± 20 gC/m²/año para los humedales costeros (Chmura *et al.*, 2003 citado por Choi *et al.*, 2004), que es un orden de magnitud mayor que las tasas de secuestro de C en las turberas del norte (Belyea y Warner , 1996; Billings, 1987; Botch *et al.*, 1995; Cohen, 1974; Francez y Vasander, 1995; Roulet, 2000; Whitehead, 1981 citado por Choi *et al.*, 2004).

Para analizar la biomasa aérea, se recomienda cortar las especies de macrófitas por encima del suelo dentro de unidades de 1 m² y que se pesen in situ en cada compartimiento, luego se mide el peso seco después del secado en horno a 70 °C hasta peso constante. (Chang *et al.*, 2011).

Guajarat, es el segundo manglar más grande de la India (1058 km²), en donde se estimó la captación de carbono total a través de la biomasa aérea (árboles) y suelo (hasta 30 cm de profundidad) por muestreo aleatoriamente estratificado. Para calcular el contenido de carbono se estimó la biomasa, para ello se necesitó pesos secos de las muestras de plantas. Para la estimación del peso en seco de árboles, se utilizó 500 g de muestra de cada parte (tronco, ramas, hojas, raíces aéreas y raíces) se secaron en horno a 70 °C durante 48 horas. Además, estas muestras fueron secadas al horno y se analizó el porcentaje de carbono usando un analizador elemental CHNS (usando el método de combustión a 6000°C). También se colectaron muestras de suelo para cada lugar a profundidades de 1 cm - 15 cm y 16 cm - 30 cm. Estas muestras fueron analizadas para calcular la densidad del suelo, densidad aparente, contenido de carbono como por el método estándar en laboratorio.

Llegando a la conclusión que un total de 8,116 millones de toneladas de carbono es secuestrado en estos humedales, se llegó a la conclusión que los suelos de este manglar contribuyen más a la captación de carbono que las plantas de mangle (Pandey *et al.*, 2013).

En la Reserva Costera de Virginia en EE.UU., se estimó la cantidad de carbono en la vegetación aérea y en el suelo de cuatro zonas de pantanos intermareales en la Isla Hog para determinar el potencial de carbono azul; esto se logró midiendo la biomasa aérea a través de la cosecha de la vegetación aérea y la biomasa subterránea a través de extracción de muestras de suelo con un barreno de 7 cm de diámetro a una profundidad de 1m (0 cm - 30 cm, 30 cm - 60 cm y 60 cm - 100 cm) las muestras recolectadas se secaron en horno a 70°C por 48 horas y se procedieron a pesarlas para determinar la biomasa, para calcular el porcentaje de carbono de las muestras se utilizó un espectrómetro, para ello se utilizó el estándar de sacarosa. Se concluyó que en el depósito de carbono aéreo la mayoría de carbono se almacena en la biomasa de hojarasca/necromasa que en la biomasa herbácea (oscila entre 550 y 780 gC/m²), con respecto al suelo se obtuvo que el porcentaje de materia orgánica por profundidad varía mucho y la mayoría estaba en los 10 primeros centímetros (oscila entre 155 gC/m² y 270 gC/m² a una profundidad de 1 m); en general, el potencial de secuestro de estos pantanos varia de 116,6 gC/m²/año a 233,4 gC/m²/año. (Adams, 2015).

2.6.2. A nivel nacional

Con respecto a la determinación del carbono total en la Reserva Nacional Pacaya Samiria (Loreto-Perú) del ecosistema Aguajal, el cual es un tipo de humedal en la selva peruana se obtuvo con los valores de la biomasa y las fracciones de carbono para cada especie estudiada solamente del carbono almacenado en la biomasa aérea y en el suelo; dio como resultado que se estaría fijando en CO₂ a 481025,44 t/año en aguajales densos y 299198,05 t/año en los aguajales mixtos (Freitas *et al.*, 2006).

En los Humedales de Puerto Viejo (Lima) para calcular la captura de carbono se utilizó el Manual de determinación de las reservas totales de carbono del Centro Internacional de Investigación Agrodorestal (ICRAF), el Método de Walkley-Black para la determinación del factor de carbono y el Método Colorimétrico para la determinación del carbono en el suelo; teniendo como resultados que la totora (*Schoenoplectus californicus*) almacena 73,7 tCO₂/ha, el junco (*Scirpus americanus*) 40,6 tCO₂/ha, la grama salada (*Paspalum vaginatum Swartz*) 40,4 tCO₂/ha y en la salicornia (*Salicornia fruticosa Linneo*) 12.1t CO₂/ha., llegando a la conclusión de que la especie que capta más CO₂ es la totora seguido del junco (Palomino, 2008).

En un estudio realizado en un humedal de selva peruana en la Cuenca Pastaza-Marañón de captación de carbono, se realizó muestreo del suelo orgánico en el campo estableciéndose transectos de 0,2 km - 4,2 km de

largo; en cada transecto se establecieron puntos de estudio cada 100 m - 500 m, en donde se extrajeron entre 2 a 4 muestras por sitio de la superficie hasta encontrarse con suelo impenetrable. Se analizó las muestras para el contenido orgánico total por la pérdida por ignición (LOI) por las cuales se determinó que en suelo de ese humedal existe un alto contenido de carbono, lo cual indica que su función como almacén de carbono puede ser significativa. (Lähteenoja, 2011).

Por la alta capacidad de secuestro de carbono que se obtiene en los humedales, estos ecosistemas brindan oportunidades para desarrollar mecanismos de pago por servicios ambientales (PSA); para ello, primero se debe cuantificar la cantidad de CO₂ que se almacena y luego realizar la valoración económica equivalente. En el Humedal de Yanayacu-Cátac, Ancash (Perú) se realizó dicha cuantificación utilizando la metodología estandarizada del ICRAF con el objetivo de estimar el valor económico del servicio ambiental de captura de carbono obteniendo como resultado que 3139,41 tC (biomasa vegetal y suelo) equivale a 11479,46 tnCO₂ con una valoración económica equivalente a US\$41189,02 por año por el servicio de captura de carbono. (Hidalgo, Espinoza y Tuya, 2011)

Se evaluó el almacenamiento de carbono en especies predominantes de flora en el lago Chinchaycocha (Junín, Perú), los resultados fueron que *Schoenoplectus californicus* Var. *Totora* almacena 30,65t C/ha y *Junco arcticus* var. *Andicola* 8,70t C/ha; en el pajonal la gramínea *Deyeuxia recta* Kunth almacena 7,02t C/ha en su biomasa aérea (Medrano *et al.*, 2012).

En el Área de Conservación Regional Humedales de Ventanilla (Callao, Lima) para estimar la captura de dióxido de carbono por la flora; se utilizó la metodología del transecto para la identificación de las especies de flora, además usó la metodología del ICRAF, el Método de Walkley-Black para la determinación del factor de carbono y el Método de Calcinación para la determinación del carbono en el suelo; teniendo como resultados que para junco (*Cyperus laevigatus*) la biomasa fresco y seco promedio de la parte aérea es de 10,46 kg/m², la biomasa de raíz es de 4,81 kg/m², la fracción de carbono para la parte aérea es de 0,47 kg/m² y raíz es de 0,50 kg/m²; el contenido de carbono anual es de 23,18 tC/ha y la captura de dióxido de carbono por hectárea anualmente es de 84,99 tCO₂/ha (Cieza, 2014).

Se evaluó la cantidad de carbono almacenado en el humedal costero Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa, Lima-Perú siguiendo la metodología INIA – Universidad de Gottingen, con modificaciones en las dimensiones, se utilizó como área de 1 m x 1 m, con seis repeticiones para mayor certeza, obtenido que el carbono almacenado en el humedal es de 68,4 tC/ha, desagregando a nivel de especies para la totora es 36,4 tC/ha y el junco es 32,0 tC/ha, con lo cual se demuestra que el humedal costero es una buena opción para el almacenamiento de carbono con el beneficio adicional de manejo del agua dulce y conservación de la biodiversidad. (Cuellar *et al.*, 2016)

A nivel nacional se cuenta con numerosos estudios sobre estimación de carbono en bosques peruanos a través de una metodología desarrollada por el Centro Internacional para la investigación en Agroforestería (ICRAF, por sus siglas en inglés) como “Estimación del carbono almacenado en la biomasa del Bosque de la Comunidad Nativa Ese’Esja de Infierno, Madre de Dios” elaborado por el Ministerio de Agricultura; “Estimación del Carbono en la biomasa aérea de los bosques de la Región de Madre de Dios” elaborado por WWF Perú (Gutierrez, N. *et al.*, 2014); “Patrón de cambios del carbono almacenado en el ecosistema debido al cambio de uso del bosque tropical en la Cuenca de Aguaytía” elaborado por el Instituto Nacional de Innovación Agraria (INIA) (Cuellar *et al.*, 2015), entre otros; una realidad es que son muy pocos los estudios enfocados en la estimación de carbono en humedales costeros, algunos son el estudio realizado por Cieza (2014) “Estimación de la captura de dióxido de carbono por la flora del Área de Conservación Regional Humedales de Ventanilla”, otro es de Palomino (2008), “Estimación del servicio ambiental de captura de CO₂ en la flora de los humedales de Puerto Viejo” quienes emplean la metodología ICRAF y el estudio realizado por Cuellar *et al.*, 2016, “Dinámica del carbono almacenado en los diferentes sistemas de uso de la tierra en el Perú” donde se realizó un estudio para determinar el almacenamiento de carbono en el RVS Los Pantanos de Villa siguiendo la metodología del INIA – Universidad de Gottingen con modificaciones en las dimensiones; por ello hay una evidente necesidad de realizar mayores estudios en los humedales costeros, especialmente en los pantanos intermareales, situación que se intenta resolver con la presente investigación, contribuyendo de esta manera el saber científico y que se tome conciencia ambiental sobre el valor de uso y del servicio ambiental de los juncales en los humedales costeros.

2.7. Marco Legal Nacional

El Perú no cuenta con legislación específica o instrumentos nacionales sobre humedales, solo se cuenta con la Estrategia Nacional de Humedales (D.S. N° 004-2015-MINAM), el cual constituye el principal instrumento que orienta la gestión estos ecosistemas en todo el territorio peruano desde una visión integral, complementaria al aprovechamiento de los recursos naturales y de otros ecosistemas.

Sin embargo, existe un marco legal que fomenta la protección de los ecosistemas frágiles, entre los que se encuentran los humedales, su biodiversidad y los recursos hídricos, componentes importantes de estos ecosistemas, según se detalla a continuación:

- Constitución Política del Perú de 1993.
- Acuerdo Nacional (2002), Política 19: “Desarrollo sostenible y gestión ambiental” y Política 33: “Política de estado sobre recursos hídricos”.
- Política Nacional del Ambiente, D.S. N° 012-2009-MINAM.

- Política Nacional Forestal y de Fauna Silvestre, D.S. N°009-2013-MINAGRI.
- Plan Bicentenario: El Perú hacia el 2021 (2011).
- Ley sobre la conservación y aprovechamiento sostenible de la diversidad biológica - Ley N° 26839 (1997).
- Ley General del Ambiente - Ley N° 28611 (2005).
- Ley orgánica para el aprovechamiento sostenible de los recursos naturales - Ley N° 26821 (1997).
- Ley Forestal y de Fauna Silvestre - Ley N° 29763 (2011), y su reglamento.
- Ley de recursos hídricos - Ley N° 29338 (2009) y su reglamento, D.S. N° 001-2010-AG (2010).
- Ley general de pesca, Decreto Ley N° 25997 (1992).
- Ley de promoción y desarrollo de la Acuicultura - Ley N° 27460 (2001) y su reglamento, D.S. N° 030-2001-PE (2001).
- Ley de Áreas Naturales Protegidas - Ley N° 26834 (1997), y su reglamento - D.S. N° 038-2001-AG (2001).
- Ley orgánica de gobiernos regionales - Ley N° 27867 (2002).
- Ley orgánica de municipalidades - Ley N° 27972 (2003).
- Estrategia Nacional de Diversidad Biológica al 2021 y su plan de acción 2014-2018 (D.S. N° 009-2014-MINAM 2014).
- Política y Estrategia Nacional de Recursos Hídricos del Perú (2009).
- Estrategia Nacional de Desarrollo Rural, D.S. N° 065-2004-PCM (2004).
- Reglamento de Zonificación Ecológica Económica, D.S. N° 087-2004-PCM (2004).
- Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua, D.S. N° 002-2008 - MINAM (2008) y disposiciones para su implementación D.S. N° 023-2009-MINAM (2009).
- Plan Maestro del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa, para el periodo 2016-2020 (Resolución Presidencial N°169-2016-SERNANP)
- Ley Marco sobre Cambio Climático – Ley N°30754 (2018)

2.8. Marco Internacional

Se detallan los tratados e instrumentos internacionales en relación con la conservación y protección de los humedales, su biodiversidad y otro:

- Convención sobre los Humedales de Importancia Internacional – RAMSAR: llamada la Convención de Ramsar, es el tratado intergubernamental que ofrece el marco para la conservación y el uso racional de los humedales y sus recursos. La Convención se adoptó en la ciudad iraní de Ramsar en 1971 y entró en vigor en 1975. Desde entonces, casi el 90 % de los Estados miembros de las Naciones Unidas de todas las regiones geográficas del planeta se han adherido al tratado, pasando a ser "Partes Contratantes" (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2006). Suscrita por el Perú el 28 de agosto de 1986 y aprobada mediante R.L. N° 25353 del 23 de noviembre de 1991, desde ese año el Perú forma parte de esta Convención sobre los Humedales (Ramsar, 2015).

- Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), suscrito en 1992 y aprobado en el Perú mediante R.L. N° 26181 del 30 de abril de 1993.
- Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES) suscrita el 3 de marzo de 1973 en Washington D.C., Estados Unidos.
- Convención para la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres (CMS) o Convención de Bonn, adhesión mediante D.S. N° 002-97-RE del 28 de junio de 1979.
- Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, suscrita en 1992 y aprobada mediante R.L. N°26185 del 10 de mayo de 1993.
- Protocolo para la conservación y administración de las áreas marinas y costeras protegidas del Pacífico Sudeste (Palpa en Colombia, 1989) ratificado mediante R.L. N°26468 del 26 de junio de 1995.
- Protocolo de Kioto: el 11 de diciembre de 1997 los países industrializados se comprometieron, en la ciudad de Kioto, a ejecutar un conjunto de medidas para reducir los gases de efecto invernadero. Los gobiernos signatarios de dichos países pactaron reducir en un 5% de media las emisiones contaminantes entre 2008 y 2012, tomando como referencia los niveles de 1990. El acuerdo entró en vigor el 16 de febrero de 2005, después de la ratificación por parte de Rusia el 18 de noviembre de 2004. El Perú se adhirió a este Protocolo en el 2003 ratificando hasta el año 2020. Es un acuerdo internacional que tiene por objetivo reducir las emisiones de seis gases provocadores del calentamiento global: dióxido de carbono (CO₂), gas metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O), además de tres gases industriales fluorados: Hidrofluorocarbonos (HFC), Perfluorocarbonos (PFC) y Hexafluoruro de azufre (SF₆), en un porcentaje aproximado de un 5%, dentro del periodo que va desde el año 2008 al 2012, en comparación a las emisiones al año 1990. Por ejemplo, si la contaminación de estos gases en el año 1990 alcanzaba el 100%, al término del año 2012 deberá ser del 95% (Naciones Unidas - UN, 1997).
- Convención internacional de lucha contra la desertificación y la sequía, suscrita por el Perú el 15 de octubre 1994 y aprobada mediante R.L. N° 26536 del 02 de octubre de 1995.
- Convención N°169 sobre pueblos indígenas y tribales en países independientes, ratificado por el Perú mediante R.L. N° 26253 del 05 de diciembre de 1993, entrando en vigencia a partir del 02 de febrero de 1995.

3. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN

3.1. Hipótesis

La comunidad del junco (*Schoenoplectus americanus*) afectado por un disturbio (zona de incendio) tiene una capacidad menor de almacenamiento de carbono que aquellos que no han sido afectados (zona de crecimiento natural).

3.2. Objetivos

3.2.1. *Objetivo principal*

Estimar la cantidad de carbono almacenado la comunidad del junco (*Schoenoplectus americanus*) en dos escenarios de crecimiento en el humedal costero RVS Los Pantanos de Villa.

3.2.2. *Objetivos específicos*

- Estimar el carbono almacenado en la parte aérea (biomasa herbácea y biomasa de horajasca/necromasa) de la comunidad del junco (*Schoenoplectus americanus*) en dos escenarios de crecimiento.
- Estimar el carbono almacenado en la parte subterránea (biomasa de raíces/rizomas y materia orgánica del suelo) de la comunidad del junco (*Schoenoplectus americanus*) en dos escenarios de crecimiento.

4. METODOLOGÍA Y MATERIALES

4.1. Metodología

4.1.1. *Área de Estudio*

La presente investigación se desarrolló en el humedal costero Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa, que es un sitio Ramsar que se encuentra en el distrito de Chorrillos (Lima) en las coordenadas 12°12'S, 076°59'O; teniendo un área de 263,27 ha (Figura 16).

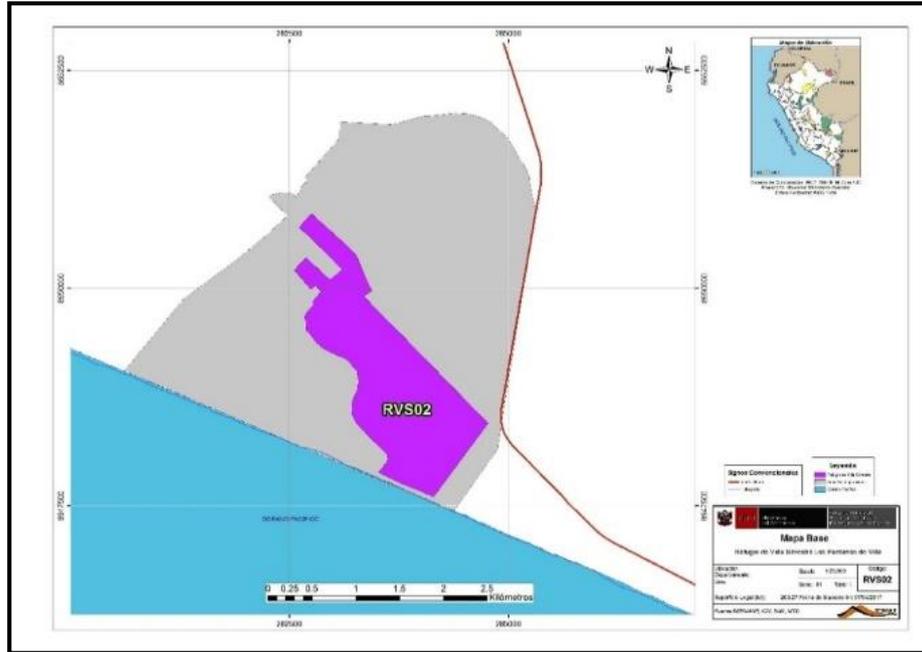


Figura 16. Mapa del RVS Los Pantanos de Villa
Mapa Base del ANP RVS Los Pantanos de Villa (de color morado) con su respectiva zona de amortiguamiento (color plomo) (Fuente: SERNANP, 2017)

En este humedal se evaluará el nivel de captación de CO₂ de *Schoenoplectus americanus* “junco” en dos escenarios de crecimiento de la especie. Un escenario es en donde el junco crece de manera natural y no se extrae para su utilización como materia prima; mientras que el otro escenario es el crecimiento del junco en una zona post quema producto de un incendio ocurrido el 28 de noviembre de 2014, ubicada en las coordenadas 12° 12' 59" S - 76° 59' 16" O aprox. (Aponte et. al/2015). El muestreo se realizó al cabo de un año del incendio.

La figura 17, muestra las formaciones vegetales más importantes del RVS Los Pantanos de Villa, en donde el junco está identificado por la vega de ciperáceas.

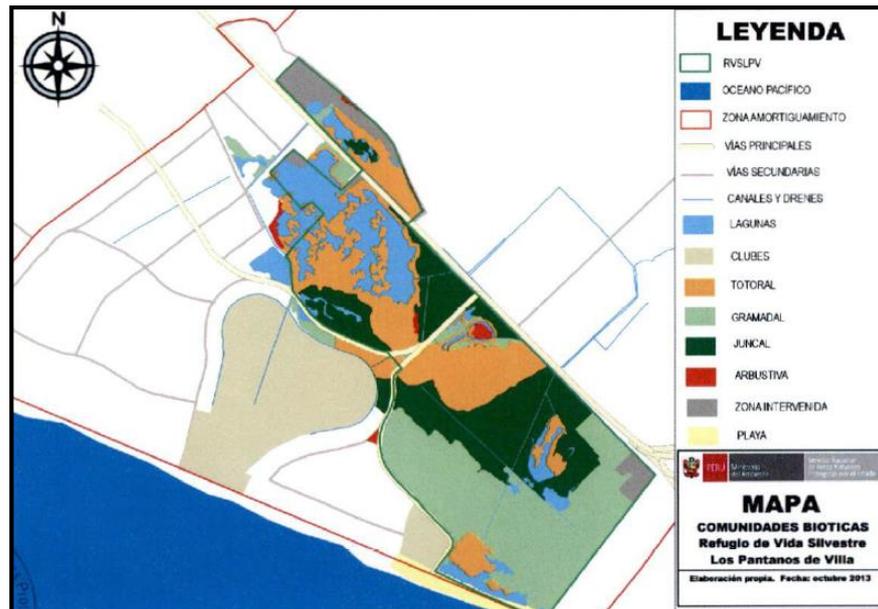


Figura 17. Comunidades bióticas del RVSPV

Se aprecia la distribución de la comunidad del junco también llamado juncal de color verde oscuro en el RVS Los Pantanos de Villa. (Fuente: Plan Maestro del RVSPV 2016-2020)

4.1.2. Diseño Experimental

La presente investigación es de tipo descriptiva comparativa, cuantitativa y transversal. Este tipo de investigación consiste en recolectar en dos o más zonas, muestras con el propósito de observar el comportamiento de una variable (dependiente), tratando de intervenir estadísticamente en otras variables (independientes) que se considera pueden afectar la variable estudiada (variable dependiente- Carbono (C), que luego va ser transformada en CO₂).

La evaluación de captación de carbono se realizó a nivel de cuatro depósitos de carbono (biomasa herbácea, biomasa de hojarasca/necromasa o desechos orgánicos, biomasa de raíces/rizomas y la materia orgánica del suelo) a fin de demostrar la hipótesis de investigación. Para ello se consideró realizar evaluaciones en dos escenarios dentro del RVSPV: en la zona de crecimiento natural y la zona afectada por el incendio.

El análisis del carbono se realizó en el laboratorio LabSol (SOLDEX S.A.), el cual está acreditado con la Norma Internacional ISO/IEC 17025 utilizando el analizador de carbono ELTRA CS2000 que cumple con la norma ASTM e ISO para la determinación de carbono, de esta manera se evita utilizar el método Walkley-Black que da resultados semicuantitativos y pierde precisión cuando el contenido de materia orgánica del suelo es muy alta, además se produce residuos peligrosos por usar ácidos fuertes (Warren *et al.*, 2012; Howard *et al.*, 2014).

En esta investigación, se tomó como tratamientos independientes a los dos escenarios de crecimiento de la especie vegetal, el primero es en la zona de crecimiento natural del junco/no extractiva y el segundo es en la zona post quema a ser desarrollados en el RVS Los Pantanos de Villa. Con respecto a la estimación de la cantidad de carbono almacenado en cuatro reservorios, se obtiene a través de: carbono almacenado en la biomasa herbácea, en la necromasa (desechos orgánicos), en la biomasa de raíces y en el suelo.

El diseño de la presente investigación es experimental ya que tiene como objetivo el estudio del efecto de las variables independientes sobre la variable dependiente y persigue el establecimiento de relaciones causales.

4.1.3. Identificación y georreferenciación de las formaciones vegetales

Se recorrió la zona de estudio RVS Los Pantanos de Villa, en donde se ubicó dos zonas: zona de crecimiento natural del junco (no extractiva) y zona afectada por incendio; las cuales se georreferenciaron con GPS evitando zonas de transición.

4.1.4. Delimitación de parcelas

Se delimitó la zona de estudio para cada escenario de crecimiento de *Schoenoplectus americanus* "junco". El muestreo tuvo un diseño aleatorio estratificado, el cual consiste en utilizar dos transectos lineales de 20 m en los cuales se ubicarán de forma aleatoria cinco parcelas de 1 m² por transecto (se utilizó la curva de performance para estimar la cantidad de parcelas). Los estratos corresponden a zonas afectadas y no afectadas en donde se delimitó 10 parcelas en total (Figura 18 y 19).

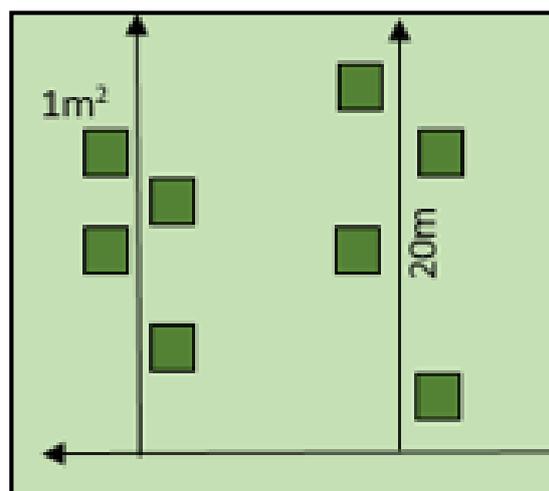


Figura 18. Transectos y parcelas de junco

En cada zona de estudio se realizó un transecto de 20 m en el cual de forma aleatoria se determinaron 5 parcelas de 1 m².



Figura 19. Delimitación de parcelas

Comunidad del junco en una parcela de 1 m² en la zona de crecimiento natural del presente estudio

4.1.5. **Estimación de la biomasa aérea y subterránea**

Para medir la biomasa húmeda de los depósitos de carbono (herbácea, hojarasca/necromasa, raíces/rizomas) en cada parcela se realizó una cosecha destructiva tomando en cuenta los lineamientos propuestos en el Nuevo Manual para la medición, evaluación y análisis de carbono en humedales costeros elaborado por Conservación Internacional (CI), la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) y la Comisión Oceanográfica Intergubernamental de la UNESCO, en un marco del programa “Iniciativa Internacional del Carbono Azul”, que está enfocado en mitigar el cambio climático a través de la conservación y restauración de ecosistemas marinos y costeros. (Howard *et al.*, 2014).

Se usó un marco de plástico de 1 m² en cada parcela identificada con el GPS, empleando la metodología de cosecha destructiva de biomasa (Figura 20 y 21). El junco aéreo se cortó a nivel del suelo en toda la parcela, luego se separó la biomasa fresca (tallos verdes) de la biomasa de la hojarasca/necromasa (tallos secos) y se registró el peso fresco de cada depósito de carbono utilizando una balanza de

mano digital. Se extrajo una sub muestra de 100 g de biomasa fresca y seca para su posterior análisis en laboratorio.



Figura 20. Extracción de la biomasa aérea Parcela de 1 m² en zona de crecimiento natural del junco, se puede apreciar que la biomasa de hojarasca/necromasa extraída se encuentra en la parte posterior.



Figura 21. Parcela de junco de 1m²
Parcela de 1 m² en zona de crecimiento natural del junco lista

para realizar el muestreo de suelo; se puede apreciar el suelo saturado.

Utilizando un barreno se colectaron tres muestras de suelo (materia orgánica) en cada parcela a profundidades de 0 cm - 10 cm, 10 cm - 20 cm y 20 cm – 30 cm, los cuales fueron depositados en bolsas de plásticos debidamente rotulados para ser llevados al laboratorio (Figura 22).



Figura 22. Barreno con muestra de suelo
Muestra del suelo a 30 cm, en donde se realiza 2 cortes de 10 cm cada uno para obtener las tres profundidades.

En el laboratorio se pesaron las muestras recolectada utilizando una balanza digital previamente calibrada usando una pesa patrón de 50 g, las raíces recolectadas fueron separadas del suelo utilizando una pinza de metal de laboratorio (Figura 23 y 24).



Figura 23. Separación de raíces, raíces finas y rizomas
Muestra de raíz obtenida del estrato de 0 cm – 10 cm del suelo

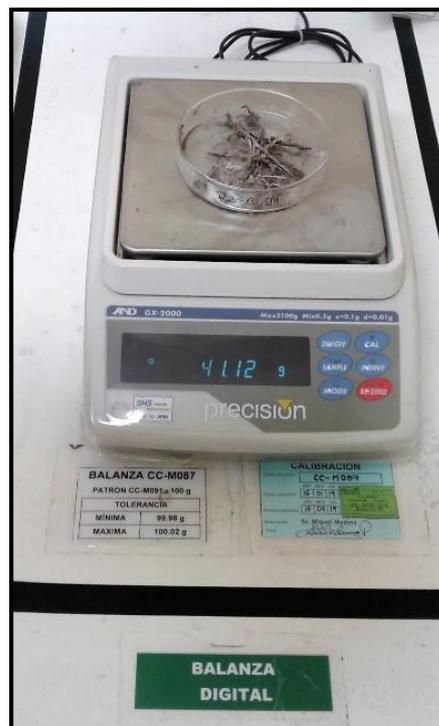


Figura 24. Balanza digital AND Serie GX 2000
Se utilizó la balanza digital debidamente calibrada para pesar las muestras frescas de biomasa herbácea, hojarasca/necromasa, raíces/rizomas y la materia orgánica del suelo.

Para obtener el peso seco constante de los depósitos de carbono se utilizó el método gravimétrico (Figura 25 y 26).



Figura 25. Estufa de secado Binder Gmbh
Estufa de secado en donde se colocaron las muestras por 72hrs a 60°C, o hasta llegar a peso constante.

Para el cálculo de la biomasa seca de cada muestra, se utilizó la siguiente fórmula:

$$BS \text{ (g/m}^2\text{)} = \%BS \times BH$$

En donde:

BS = Biomasa o peso seco de la muestra (g/m²)

BS = % Biomasa seca

BH = Biomasa húmeda o peso fresco de cada muestra (g/m²)

Tener en cuenta que el porcentaje de la biomasa seca se calculó:

$$\%BS = 100 - \%H$$

En donde:

%BS = Porcentaje de biomasa seca

%H = Porcentaje de humedad

Para la zona subterránea se calculó la densidad aparente a partir de las muestras recolectadas; se utilizó la siguiente fórmula:

$$\rho_{ap} = \frac{m}{V}$$

En donde:

ρ_{ap} = Densidad aparente (kg/m³)

m = Masa de la muestra

V = Volumen de la muestra



Figura 26. Muestras de suelo y raíces después de utilizar el método gravimétrico. Muestras debidamente rotuladas y separadas de los diferentes estratos de suelo evaluados en placas Petri.

4.1.6. Preparación de muestras para el analizador elemental

Una vez secadas todas las muestras; las de la parte aérea del junco fueron cortadas en pedazos pequeños y luego colocadas en bolsas debidamente rotuladas para analizar su porcentaje de carbono (Figura 27).



Figura 27. Muestras de biomasa herbácea. Muestras la parte aérea del junco debidamente

preparadas para el análisis de carbono en el analizador elemental.

Con respecto a las muestras de suelo y raíces, éstas fueron tamizadas, utilizando 1 tamiz de 600µm y otro de 212µm Advantech (Figura 28).



Figura 28. Tamiz Advantech de 600µm y 212µm
Se utilizaron tamices de malla de alambre estándar y métrico de EE. UU. Estos tamices de prueba cumplen con todas las especificaciones de ASTM E - 11, AASHTO T - 27 y M - 27, NIST, ISO 3310 - 1 y BS 410.

Luego, solo las muestras de suelo fueron trituradas usando un mortero de porcelana para que puedan ser procesadas con el analizador elemental (Figura 29).



Figura 29. Trituración de muestras de suelo con mortero

4.1.7. Cálculo del porcentaje de carbono utilizando el analizador elemental ELTRA CS-2000

Primero se pesó una sub muestra de 1 g de cada depósito de carbono usando crisoles de cerámica (Figura 30), luego se pulsó un selector para transferir el peso automáticamente a la PC (software UNI). Seguidamente se agregó el catalizador (tungsteno) a las sub muestras y se colocaron en la base de soporte del analizador (Figura 31 y 32).

La visualización de los resultados se dio a los 60 segundos después de iniciado el análisis y los datos se transfirieron al software UNI. Cabe resaltar que antes de realizar el análisis del %C se utilizó el estándar de carbono ELTRA (92510 - 29) para corroborar el método (Figura 33).



Figura 30. Sub muestras de raíces en crisoles



Pesada de la muestra

Colocación manual del crisol en la base de soporte.

Visualización de los resultados

Figura 31. Operación del analizador ELTRA CS-2000

Proceso de izquierda a derecha: pesar la submuestra, colocar de manera manual el crisol en la base de soporte del analizador y visualizar los resultados en la PC (Fuente: ELTRA - Elemental Analyzers, 2013)



Figura 32. Tungsteno ELTRA
Catalizador Eltra empleado en el análisis de carbono de las submuestras.

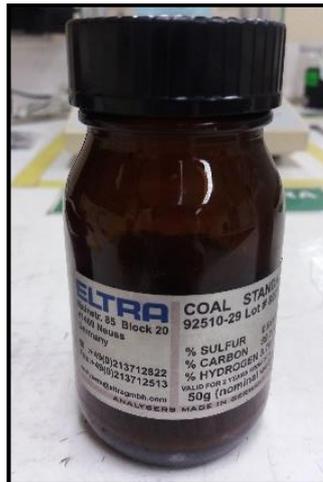


Figura 33. Estándar de carbono ELTRA

Se realizó previamente una prueba del método en el análisis de carbono utilizando el estándar de carbono ELTRA para su verificación.

4.1.8. **Estimación del stock de carbono total en el juncal**

El carbono se calculó conociendo la biomasa seca (g/m^2) multiplicado por el factor que determina el porcentaje de carbono en las muestras (el cual se calculó utilizando el analizador elemental, ELTRA CS 2000). El ensayo se realizó en el laboratorio acreditado LabSol para la determinación de carbono. Tener en cuenta que para determinar con precisión la cantidad de carbono en el suelo, dos parámetros debieron ser cuantificados: densidad aparente del suelo seco y el contenido de carbono orgánico (Howard *et al.*, 2014).

Para calcular la cantidad de carbono total del ecosistema juncal en un escenario de crecimiento, se utilizó la siguiente ecuación:

$$CT \text{ (tC/ha)} = CBAT + CBR + CS$$

En donde:

CT = Carbono total del juncal (tC/ha)

CBAT= Carbono en la biomasa aérea

CBR = Carbono en la biomasa de raíces

CS = Carbono en el suelo

4.1.9. **Determinación de la captación de CO₂ total**

Para calcular la captación de CO₂ del junco, se multiplicó la cantidad de carbono por el factor de conversión de carbono ($K_r = 44/12$) (Howard *et al.*, 2014).

Se utilizó la siguiente ecuación:

$$CO_2 = CT \times K_r$$

En donde:

CO₂ = Toneladas de dióxido de carbono por hectárea (tCO₂/ha)

CT = Carbono total del junco (tC/ha)
 KR = 3,67

4.1.10. Análisis estadístico y comprobación de hipótesis

Se realizó un análisis descriptivo, usando el software Past 3,16 (Hammer, *et al.*, 2001). Se aplicó la prueba de bondad de ajuste de Shapiro Wilks para verificar la normalidad de los datos y la prueba de Levene para verificar la homocedasticidad de varianzas la cual se cumplió en todos los casos ($p < 0,05$ para la prueba de Shapiro-Wilk y para la prueba de Levene, anexo 10.4). Se aplicó la prueba T-student cuando se tenía similar varianza, caso contrario se aplicó la T-student para varianzas desiguales.

4.2. Materiales

Tabla 1. Lista de materiales de campo y gabinete

CAMPO	GABINETE
1 libreta de campo	1 cuaderno
4 lapiceros	1 laptop
1 par de botas de jebe Rambo	1 impresora
2 winchas de 50 metros Stanley	Software Minitab 15
2 winchas de 3 metros Stanley	Microsoft Office 2016
2 machetes Major	Tamiz de 600 μm , 212 μm Advantech
300 bolsas pequeñas de polietileno pequeñas	1 Balanza digital Precision AND Modelo GX-2000
1 balanza digital de equipaje Etekcity Modelo E11	1 Balanza analítica AE Adam Modelo BW254
1 GPS Garmin eTrex 20	Horno de inducción Eltra CS2000
1 cámara fotográfica Nokia Lumix	Horno Binder Gmbh
3 sacos grandes de plástico	Tungsteno Eltra 90220
2 tijeras de podar Tramontina	Estándar de carbón Eltra
1 barreno de acero inoxidable	1 Pinza de metal de laboratorio
1 marco de plástico de 1m ²	1 Pinza de crisol
2 hoz dentadas profesional Tramontina	1 paquete de 500 hojas bond A4 de 75 g/m ²
	300 crisoles Eltra
	1 escobilla de laboratorio
	1 mortero de porcelana

5. RESULTADOS

5.1. Carbono en la Zona de Crecimiento Natural

La tabla 2, muestra los resultados del análisis de carbono en la zona de crecimiento natural. Se puede observar que en los depósitos de carbono que se encuentran encima de la superficie es de 331,25 gC/m² y 4991,70 gC/m² para los depósitos herbáceo y hojarasca respectivamente en donde la mayor cantidad de carbono se encuentra en el depósito de hojarasca, la cual representa el 93,78 % del total de carbono aéreo. Con respecto a los depósitos de carbono debajo de la superficie (raíces/rizomas y suelo) se obtuvo que la mayor cantidad de carbono se encuentra en los 10 primeros centímetros (disminuyendo conforme la profundidad aumenta hasta los 30cm) resultando 25213,84 gC/m², además la cantidad de carbono que se encontró en el depósito de raíz resultó ser menor que en el suelo.

De los cuatro depósitos evaluados, se encontró que la cantidad de carbono para el junco tiene la siguiente tendencia en los depósitos: suelo>raíz>hojarasca>herbácea. La cantidad de carbono total del junco en la zona de crecimiento natural es de 305,37 tC/ha, que equivalen a 1120,70 tCO₂/ha.

5.2. Carbono en la Zona de incendio

La tabla 3 muestra los resultados del análisis de carbono en la zona afectada por el incendio. Se puede observar que el único depósito de carbono que se encuentra encima de la superficie corresponde a la biomasa fresca (herbáceo) obteniendo 188,63 gC/m² de carbono total aéreo. Con respecto a los depósitos de carbono debajo de la superficie (raíces/rizomas y suelo) se obtuvo que la mayor cantidad de carbono se encuentra en los 10 primeros centímetros (disminuyendo conforme la profundidad aumenta hasta los 30 cm) resultando 15363,27 gC/m², además la cantidad de carbono que se encontró en el depósito de raíz resultó ser menor que en el suelo.

La cantidad de carbono total del junco en la zona afectada por el incendio es de 155,52 tC/ha que equivalen a 570,75 tCO₂/ha.

Tabla 2. Promedios obtenidos por parcela en la Zona de Crecimiento Natural.

Para las variables Promedio de Biomasa Húmeda, % de Biomasa seca y % de Carbono se muestra el promedio \pm coeficiente de variación (mínimo-máximo).

Depósitos de Carbono	Promedio Biomasa Húmeda (g/m ²)	% Biomasa seca	Biomasa seca (g/m ²)	% C	gC/m ²	gCO ₂ /m ²
Herbácea	3888,00 \pm 13,42 (3190,00 – 4620,00)	23,44 \pm 2,52 (22,27 - 24,00)	911,35	36,36 \pm 2,86 (35,52 - 37,93)	331,25	1215,70
Hojarasca	15724,00 \pm 19,15 (12870,00 – 19520,00)	91,47 \pm 0,8 (90,41 - 91,98)	14382,74	34,66 \pm 2,45 (33,53 - 35,84)	4991,70	18319,53
Raíz 0-10	37118,30 \pm 48,67 (10918,18 – 67113,92)	37,96 \pm 52,94 (23,67 - 87,23)	11523,28	30,33 \pm 7,68 (27,14 - 34,36)	3481,43	12776,86
Raíz 10-20	16827,15 \pm 49,34 (3762,17 – 33701,66)	48,28 \pm 38,33 (37,00 - 95,57)	7263,00	30,76 \pm 8,60 (26,01 - 35,67)	2247,67	8248,93
Raíz 20-30	7776,90 \pm 41,55 (3262,30 – 13312,29)	55,21 \pm 36,55 (31,03 - 98,39)	3904,24	28,68 \pm 11,23 (21,78 - 35,02)	1116,44	4097,33
Suelo 0-10	124353,20 \pm 17,65 (78005,79 – 150907,70)	55,66 \pm 21,69 (44,86 - 80,83)	70137,68	10,86 \pm 14,70 (7,15 - 13,16)	7418,16	27224,65
Suelo 10-20	111586,40 \pm 13,52 (74559,33 – 129834,30)	49,15 \pm 9,19 (42,99 - 57,25)	54494,43	13,38 \pm 4,97 (12,39 - 14,58)	7285,75	26738,72
Suelo 20-30	55443,30 \pm 16,72 (41489,08 – 77611,15)	43,40 \pm 40,93 (29,02 - 84,20)	23262,30	15,96 \pm 6,56 (14,27 - 18,09)	3664,40	13448,33

Tabla 3. Promedios obtenidos por parcela en la Zona Afectada por Incendio.

Para las variables Promedio de Biomasa Húmeda, % de Biomasa seca y % de Carbono se muestra el promedio \pm coeficiente de variación (mínimo-máximo).

Depósitos de Carbono	Promedio Biomasa Húmeda (g)	% Biomasa seca	Biomasa seca (g/m ²)	% C	gC/m ²	gCO ₂ /m ²
Herbácea	2286,00 \pm 31,39 (1450 - 3100)	23,44 \pm 2,52 (22,27 - 24,00)	535,84	35,07 \pm 3,67 (33,49 - 36,44)	188,63	692,28
Hojarasca	-	-	-	-	-	-
Raíz 0-10	19638,69 \pm 51,17 (4551,43 - 41199,68)	39,25 \pm 37,44 (22,17 - 85,86)	7229,68	31,56 \pm 17,87 (19,66 - 42,40)	2266,20	8316,96
Raíz 10-20	6466,72 \pm 67,47 (1736,39 - 14101,55)	41,60 \pm 53,95 (3,05 - 82,61)	2337,98	26,75 \pm 11,46 (21,23 - 31,28)	622,44	2284,36
Raíz 20-30	4019,99 \pm 88,57 (236,78 - 14680,35)	61,93 \pm 26,00 (36,61 - 88,89)	2209,95	26,96 \pm 12,78 (22,43 - 33,92)	601,37	2207,03
Suelo 0-10	117942,60 \pm 18,58 (74112,08 - 154275,20)	48,16 \pm 17,48 (31,18 - 58,46)	56623,70	9,11 \pm 17,53 (6,39 - 12,27)	5086,15	18666,18
Suelo 10-20	155916,90 \pm 13,88 (122967,60 - 191686,40)	65,39 \pm 14,06 (45,85 - 78,02)	101811,80	4,56 \pm 36,10 (1,52 - 6,80)	4502,81	16525,30
Suelo 20-30	173096,60 \pm 13,98 (134885,60 - 221625,90)	76,27 \pm 7,01 (69,97 - 86,93)	131500,50	1,75 \pm 42,87 (1,01 - 2,98)	2284,29	8383,36

5.3. Carbono total

En la tabla 4 y figura 34 se muestran las diferencias de la cantidad de carbono total almacenado en los depósitos de la zona de crecimiento natural como en la zona afectada por incendio. Se muestra las diferencias ($p < 0,01$) de cantidad de carbono en la zona aérea (herbácea y hojarasca) evaluadas (Tabla 4), en donde la zona de crecimiento natural del junco almacena un total de 53,23 tC/ha, mientras que en la zona afectada por el incendio es de 1,89 tC/ha., siendo esta última la que almacena menor cantidad de carbono (Figura 34a y 34b).

Con respecto a la cantidad de carbono almacenado en raíces, raíces finas y rizomas a una profundidad de 0 cm – 30 cm en estratos de 10 cm cada uno, la zona de crecimiento natural del junco almacena un total de 68,46 tC/ha, mientras que en la zona afectada por el incendio almacena un total de 34,90 tC/ha. Se puede observar que en ambos escenarios el estrato de 0 cm – 10 cm contiene la mayor cantidad de carbono y éste va disminuyendo con la profundidad. Por otro lado, hay diferencia ($p < 0.01$), en el stock de carbono almacenado en raíces, raíces finas y rizomas del juncal entre los dos escenarios evaluados (Tabla 4), siendo la zona de crecimiento natural el que almacena mayor cantidad de carbono que el escenario afectado por incendio (Figura 34c, 34d y 34e).

Con respecto a la cantidad de carbono almacenado en el suelo a una profundidad de 0 cm – 30 cm en estratos de 10 cm cada uno, la zona de crecimiento natural del junco almacena un total de 183,68 tC/ha, mientras que el de la zona afectada por el incendio almacena un total de 118,73 tC/ha. Se puede observar que en ambos escenarios el estrato de 0 cm - 10 cm contiene la mayor cantidad de carbono y éste va disminuyendo con la profundidad. Por otro lado, hay diferencia ($p < 0.01$), en el stock de carbono almacenado en el depósito del suelo del juncal entre los dos escenarios evaluados (Tabla 4), siendo la zona de crecimiento natural el que almacena mayor cantidad de carbono que el escenario afectado por el incendio (Figura 34f, 34g y 34h).

Tabla 4. Carbono almacenado en los diferentes depósitos de C del junco. Se muestra el Promedio \pm Desviación estándar (Mínimo-Máximo) y se indica el valor p de la prueba de t -student (cuando p fue mayor a 0,05; * significa $p < 0.05$ y ** significa $p < 0.01$)

Depósitos de C	Zona de Crecimiento Natural (gC/m ²)	Zona Afectada por Incendio (gC/m ²)	p. valor
Herbácea	331,25 \pm 13,04 (265,62 – 384,69)	188,63 \pm 32,81 (113,84 – 257,68)	**
Hojarasca	4991,70 \pm 20,04 (3947,68 – 6206,04)	-	
Raíz 0-10	3481,43 \pm 23,13 (1940,23 – 4718,35)	2266,20 \pm 53,44 (484,54 – 4755,62)	**
Raíz 10-20	2247,67 \pm 41,73 (977,09 – 4260,37)	622,44 \pm 64,08 (24,34 – 1547,6)	**
Raíz 20-30	1116,44 \pm 30,36 (610,25 – 1648,08)	601,37 \pm 74,95 (56,37 – 1815,39)	**
Suelo 0-10	7418,16 \pm 26,98 (4026,00 – 10852,50)	5086,15 \pm 24,78 (2715,48 – 7751,32)	**
Suelo 10-20	7285,75 \pm 12,38 (5227,53 – 8608,32)	4502,81 \pm 32,78 (1749,93 – 6784,24)	**
Suelo 20-30	3664,40 \pm 26,79 (2425,32 – 5783,38)	2284,29 \pm 42,68 (1219,35 – 3713,20)	**

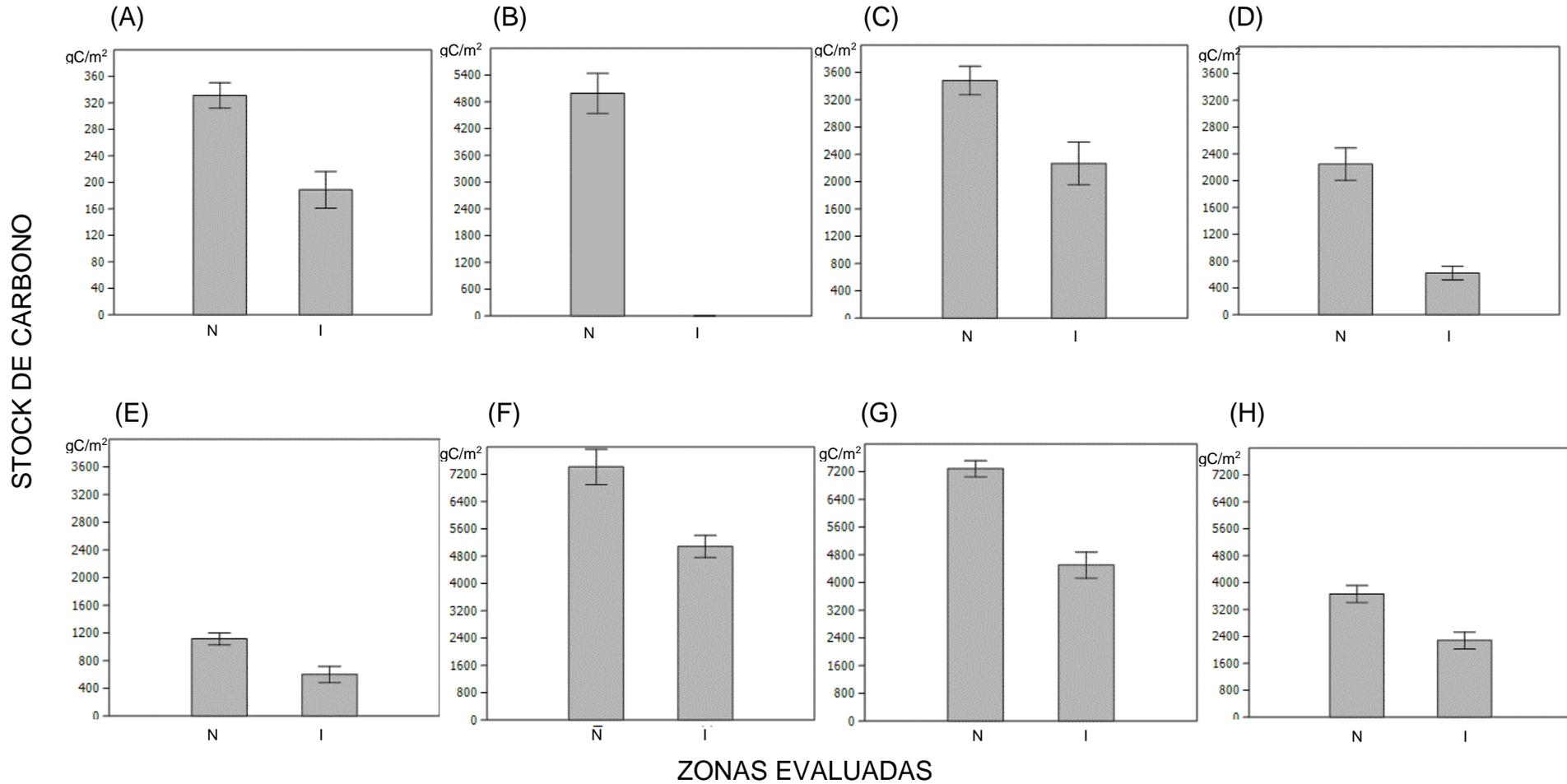


Figura 34. Stock de C entre los depósitos de C en ambas zonas evaluadas

N=Zona de Crecimiento Natural, I=Zona afectada por Incendio, (A)=Herbácea, (B)=Hojarasca, (C)=Raíz de 0cm-10cm, (D)=Raíz de 10cm-20cm, (E)=Raíz de 20cm-30cm, (F)=Suelo de 0cm-10cm, (G)=Suelo de 10cm-20cm, (H)=Suelo de 20cm-30cm. En todos los casos hubo diferencias entre las condiciones ($p < 0.05$).

5.4. Cantidad de Stock C y CO₂

Para el presente estudio, el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa cuenta con 31,85 ha de juncal (12,1 % del total del ANP, después del incendio) siendo el stock de carbono de esta especie en la zona de crecimiento natural de 9725,97 tC teniendo un potencial de captura de 35694,30 tCO₂; mientras que en la zona afectada por el incendio donde se contaba con 1.04ha de juncal afectado se tiene un stock de carbono de 161,74 tC, teniendo un potencial de captura de 593,58 tCO₂.

Tabla 5. Cantidad de CO₂ capturado por el junco en el RVSPV

	Zona de Crecimiento Natural	Zona Afectada por Incendio
Stock C (tnC)	9725,97	161,74
tCO ₂	35694,30	593,58

6. DISCUSIÓN

Otros autores han medido la capacidad de almacenamiento de carbono. Cuellar *et al.* (2016) indica que, para la misma especie y zona de evaluación, el stock de carbono es de 32 tC/ha. Teniendo en cuenta este dato, se observa una diferencia con los resultados obtenidos en esta investigación (305,37 tC/ha); esto podría explicarse porque el área de muestreo en el nuestro estudio es una zona prístina comparada con la zona de evaluación del estudio de Cuellar *et al.* (que se puede apreciar en la Figura 135 de dicho trabajo) y en consecuencia hay mayor cantidad de materia orgánica. Además, se comprobó la estabilidad de la medición por medio de una curva de performance (Anexo 10.5), cosa que no se hizo en el trabajo de Cuellar *et al.*; lo que nos da confianza en nuestras mediciones. Con respecto al depósito del suelo, en el estudio se evaluó la cantidad de carbono en cada parcela a profundidades de 0 cm – 10 cm, 10 cm – 20 cm y 20 cm – 30cm, mientras en el estudio de Cuellar *et al.* (2016) solo se realizó una evaluación en el estrado de 0 cm – 30 cm, lo que les da mayor resolución a los datos obtenidos en este estudio. Con respecto al depósito de hojarasca, en el presente estudio, se obtuvo 49,92 tC/ha representado el 93,78 % del total de carbono aéreo, lo cual difiere con los resultados obtenidos por Cuellar *et al.* (2016) quien concluye que este depósito tiene un valor de cero; estas diferencias pueden haber influenciado en los resultados finales de la captación de carbono en el RVSPV.

En el estudio realizado en el humedal de Puerto Viejo, donde Palomino (2007) indica que para la misma especie el stock de carbono es de 28,9 tC/ha. Teniendo en cuenta este dato, se observa una diferencia con los resultados obtenidos en esta investigación (305,37 tC/ha), esto podría explicarse porque en los depósitos de carbono de raíz y suelo solo se evaluó hasta los 20cm y en el depósito aéreo (biomasa) se obtuvo como promedio 7940 g/m² de peso fresco, mientras que en el presente estudio se obtuvo 19612 g/m². Debemos de considerar que el potencial de almacenamiento carbono orgánico de cualquier ubicación

determinada depende en gran medida de factores que influyen en la productividad primaria, la descomposición de la materia orgánica y la acumulación de sedimentos. Eso significa que las reservas de sedimentos carbono orgánico dentro de los hábitats varían considerablemente dependiendo del entorno geomórfico en el que se ubicaron. (Hayes *et al.*, 2017). El RVSPV es un área natural protegida y a esto podría deberse que en ciertos sectores la biomasa obtenida es mucho mayor que en el humedal de Puerto Viejo. Adicionalmente en el RVSPV se cuenta con una gestión de conservación y no es muy frecuente la extracción de esta especie por parte de pobladores, mientras que en Puerto Viejo es frecuente la ganadería y la extracción de junco.

A nivel de depósitos de carbono, los resultados obtenidos tanto por la presente investigación como los de Cuellar *et al.* (2016) y Palomino (2007) coinciden que el depósito que almacena mayor cantidad de carbono es el suelo. El depósito de carbono subterráneo de la zona de crecimiento natural del junco constituye el 82,56 % del total del carbono en el RVS Los Pantanos de Villa, lo cual está dentro del rango entre el 65 % y el 95 % del total del carbono del ecosistema de las marismas saladas (Elsay-Quirk *et al.*, 2011).

A diferencia de este estudio, los trabajos que estiman el carbono generalizan el porcentaje de carbono en la biomasa y suelo. En los estudios de Cuellar *et al.* (2016) y Palomino (2007) se utilizó el factor de van Bemmelen (1,724), el cual se ha utilizado ampliamente para convertir el carbono orgánico del suelo (SOC, siglas en inglés) medible en contenido de materia orgánica del suelo (SOM, siglas en inglés), basándose en la suposición de que el SOM contiene un 58 % de SOC, incluyendo este factor para evaluar los suelos de los humedales. El uso del valor asumido anteriormente como factor de conversión de carbono podría sobrestimar o subestimar la existencia de carbono vegetativo y por ende en el stock de carbono en las zonas evaluadas. Por ejemplo, en un estudio realizado por Wang H. *et al.* (2017) donde el 40 % son marismas; se encontró que los valores del factor de conversión SOM-SOC variaron entre 1,19 y 8,17, con un valor promedio de 2,67 para suelos de humedales costeros de Louisiana. Los valores medios de los rangos de razón SOM: SOC para el marisma intermedio donde las especies *Sagittaria lancifolia* y *Schoenoplectus americanus* fueron dominantes fue de $2,32 \pm 0,04$, señalando que el mayor SOM que se obtuvo en estos ecosistemas podría atribuirse a varios factores, incluyendo mayores insumos orgánicos debido a la mayor productividad de la planta, mayor cantidad de materia orgánica por descomposición. Radabaugh *et al.* (2017) evaluaron 18 especies de plantas localizadas en marismas para determinar el apropiado factor de conversión de carbono, obteniendo como resultado que la biomasa aérea tiene un promedio de 33,4 % y 47,1 % de carbono. Lo expuesto pone de relieve la importancia de los datos específicos de las especies, ya que sería preferible utilizar un factor específico de conversión de carbono para calcular el stock de carbón vegetativo en marismas dominadas por ciertas especies, cosa que se cubrió en este estudio y puede definir las diferencias con otras mediciones en ecosistemas similares.

Otras diferencias obtenidas en los resultados con estudios previos consisten en la técnica de análisis para determinar el carbono orgánico; por ejemplo, Cuellar

et al. (2016) y Palomino (2007) usaron el Método de Walkley-Black, mientras el utilizado en el presente trabajo fue el Método de Dumas usando un analizador elemental el cual según la bibliografía descrita previamente (Capítulo 2.5), es el que tiene mayor precisión.

En la tabla 18 (anexo 10.6) se puede observar que los resultados obtenidos son mayores a las estimaciones de carbono almacenado para diferentes especies destinadas al stock de carbono. Esto nos sugiere mejorar los planes de conservación en ecosistemas donde se encuentran los juncales por ser un potencial sumidero de carbono y por ende captador del CO₂. Comparado con el stock total de carbono que puede tener un bosque de *Polylepis incana* (queñual) es de 439 ± 76 tC/ha (Vásquez *et al.*, 2014) el stock de carbono en los juncales estudiados no dista demasiado. Con estos valores, este bosque fue considerado como una reserva importante de carbono en los andes peruanos, por lo que podemos considerar que el juncal evaluado es una formación vegetal importante como sumidero de carbono a lo largo de costa peruana.

Analizando mis resultados, con respecto a la captación del carbono en la comunidad del junco evaluada, en la zona de crecimiento natural en la parte aérea (herbácea y hojarasca) es de 53,23 tC/ha, mientras que en la zona afectada por el incendio es de 1,89 tC/ha, siendo esta última la que almacena menor cantidad de carbono. Acorde a los resultados, el depósito de carbono en la biomasa de raíces, raíces finas y rizomas y en la materia orgánica del suelo a una profundidad de 0 cm – 30 cm, se pudo observar que en ambos escenarios el estrato de 0 cm – 10 cm contiene la mayor cantidad de carbono y éste va disminuyendo con la profundidad. A pesar de ello, la zona de crecimiento natural es la que almacena mayor cantidad de carbono, obteniendo un total de almacenamiento de carbono en la parte subterránea de 252,14 tC/ha.

Estos valores obtenidos se encuentran dentro del rango (221 tC/ha – 579 tC/ha) de la tasa de almacenamiento promedio de carbono en el suelo de marismas (CEC, 2016). Las reservas de carbono estimadas para los pantanos/marismas en el suelo (para el primer metro de profundidad) oscilan entre 47,45 tC/ha y 1900 tC/ha, y la mayoría de las estimaciones caen entre 245,5 tC/ha - 463,6 tC/ha (COP, 2012) por lo que se tiene concordancia con lo descrito en el presente trabajo. En un pantano/marisma la cantidad de carbono en el suelo puede variar entre 95 tC/ha – 238 tC/ha (Adame *et al.*, 2013). El promedio de stock de C en un pantano ribereño es de $336.5 \pm 38,3$ tC/ha y en suelo es de $298,3 \pm 39,0$ tC/ha (Adame, M.F. *et al.*, 2015). Todo ello nos indica que los pantanos estudiados son un alto sumidero de carbono. Los valores de la cantidad de carbono almacenado en los juncales del RVSPV mostrados en la presente investigación pueden ayudar a proporcionar mejores incentivos en proyectos de conservación y restauración de este tipo de humedal costero. Sería interesante complementar esta investigación realizando estudios de captación de carbono en otras especies y a mayor profundidad de suelo; de esta manera se intensifica la investigación y así promover la iniciativa de carbono azul incluyendo a los humedales en el REDD+ y otros incentivos financieros para la mitigación del cambio climático.

Los incendios en los humedales costeros en el Perú han sido más frecuentes en la última década, al menos un incendio por año (Aponte *et al.*, 2015), pero se tiene poco conocimiento sobre el impacto de este disturbio en la captación de carbono. En la zona afectada por el incendio evaluada en el presente estudio, la cantidad de carbono almacenado es menor que la zona de crecimiento natural. Ju, W. y J.M. Chen (2008) infieren que el 100% de la biomasa aérea y el 25% del carbono subterráneo se queman directamente, además el 75% de carbono en raíces finas y gruesas se transfiere al depósito del suelo durante un incendio. Estudios complementarios son necesarios para conocer si procesos similares ocurren en los humedales costeros del Perú.

En el presente estudio se observó que el disturbio del fuego disminuyó significativamente el contenido de carbono del suelo en la comunidad del juncal, este resultado se asemeja al obtenido en un estudio realizado en el humedal del Lago Poyang (China) donde se encontró el mismo patrón, inclusive coincide con que la mayor cantidad del carbono se encuentra en la zona superficial del suelo (Zhang *et al.*, 2018).

Al momento de realizar el muestreo en la zona afectada por el incendio solo se encontró biomasa fresca (depósito de carbono herbáceo) sobre el suelo. Esto se puede explicar porque según Salvia. *et al.*, (2012) indica que el grado de recuperación de la vegetación está vinculado tanto a la severidad de la perturbación del fuego como a la condición hidrológica del suelo; la gravedad del fuego y la recuperación de la vegetación están relacionadas inversamente (es decir, a menor gravedad del incendio se produce a una mayor recuperación de la vegetación); generalmente las áreas que tienen un suelo húmedo o saturado presentan una recuperación más alta al impacto del fuego que aquellas con suelos secos. Se debe señalar que en la zona evaluada, el suelo se encontraba saturado lo que puede explicar la recuperación rápida de vegetación en esta zona.

Los incendios en los humedales dan lugar a mayores pérdidas de carbono del ecosistema inclusive después de la perturbación en comparación con ecosistemas no perturbados (Zhao *et al.*, 2012). Por lo tanto, no solo los incendios podrían aumentar las emisiones de CO₂ durante el proceso de quema, sino también en un posible periodo post-incendio. Por ello es importante realizar más evaluaciones con la finalidad de observar el comportamiento de los depósitos de carbono en el humedal costero del RVSPV post incendio, y de esta manera contar con una evaluación más completa del efecto de los incendios en este tipo de humedal.

En el presente estudio se obtuvo que en los juncales de crecimiento natural pueden captar hasta 35694,30 tCO₂, y en la zona afectada por el incendio se capta hasta 593,58 tCO₂ lo cual indica que de presentarse otro incendio en ambas zonas la cantidad del gas de efecto invernadero (CO₂) que se estaría emitiendo a la atmósfera sería considerable. Los pantanos son muy susceptibles al daño del fuego durante la estación seca (Adame *et al.*, 2015), cuantificando para algunos ecosistemas que, si el fuego consume toda la vegetación y los 15 cm superiores de suelo, cada hectárea de pantano podría emitir hasta 287 tCO₂

(Schmalzer y Hinkle, 1992). Esta información puede ser usada para enfatizar la importancia de tomar medidas en contra de los incendios en humedales costeros.

7. CONCLUSIONES

La cantidad de carbono almacenado en la parte aérea (biomasa herbácea y biomasa de horajasca/necromasa) de la comunidad del junco (*Schoenoplectus americanus*) en la zona de crecimiento natural del RVSPV es de 53,23 tC/ha y en la zona afectada por el incendio es de 1,89 tC/ha.

La cantidad de carbono almacenado en la parte subterránea (biomasa de raíces/rizomas y materia orgánica del suelo) de la comunidad del junco (*Schoenoplectus americanus*) en la zona de crecimiento natural del RVSPV es de 252,14 tC/ha y en la zona afectada por el incendio es de 153,63 tC/ha.

Tanto en la zona de crecimiento natural como en la zona afectada por el incendio, el estrato de 0 cm – 10 cm contiene la mayor cantidad de carbono y éste va disminuyendo con la profundidad. En ambas zonas se encontró que la mayor cantidad de carbono se encuentra en el depósito de carbono de materia orgánica del suelo de la comunidad del junco.

8. RECOMENDACIONES

Los humedales costeros, sobre todo los pantanos/marismas, son potenciales sumideros de carbono, por lo tanto, existe la necesidad de realizar más estudios del contenido de carbono para establecer una línea base en la costa peruana y así contribuir en la toma de decisiones relacionadas con la gestión, conservación y protección de estos sumideros de carbono y así brindar estrategias para mitigar y/o reducir los efectos del cambio climático.

Los resultados obtenidos en la presente investigación muestran que en condiciones normales la comunidad del junco es un potencial sumidero de carbono desempeñando un papel importante en la captación del CO₂ dentro de los humedales costeros. De tal manera es necesario mejorar la gestión de estos tipos de ecosistemas para evitar que futuros disturbios como los incendios puedan afectar sus servicios ecosistémicos.

Los estudios relacionados a la captación de CO₂ en humedales costeros también podrían ayudarnos a entender cómo los ecosistemas “protegen” depósitos de carbono existentes y cómo pueden capturar carbono adicional durante el crecimiento de especies representativas como el junco que tienen un valor socio-económico, ambiental y cultural. Dicha información mejoraría la comprensión del ciclo del carbono y la dinámica de captación de CO₂ en relación con procesos de crecimiento natural y post incendio (McGuire, *et al.*, 2011; Stackpoole *et al.*, 2011).

Se recomienda implementar un método estándar para el inventario, monitoreo y estimación de la captación de carbono en humedales costeros, sobre todo en los

ecosistemas de pantanos/marismas, ya que esto ayudaría a obtener resultados más confiables y así poder ejecutar proyectos de conservación y restauración. Una adecuada literatura, una apropiada metodología de investigación en campo y un eficiente análisis en laboratorio son necesarios para poder desarrollar proyectos de investigación en humedales costeros y así promoverlos como potenciales sumideros de carbono bajo el Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) y en proyectos REDD+ con el fin de proteger, mejorar y restaurar los humedales como reservorios de carbono azul.

9. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICA

- Adame, M., Kauffman, J., Medina, I., Gamboa, J., Torres, O., Caamal, J., . . . Herrera-Silveira, J. (2013). Carbon Stocks of Tropical Coastal Wetlands within the Karstic Landscape of the Mexican Caribbean. *PLOS ONE*, 8(2), 1-13. doi:10.1371/journal.pone.0056569
- Adame, M., Santini, N., Tovilla, C., Vásquez-Lule, A., Castro, L., & Guevara, M. (2015). Carbon stocks and soil sequestration rates of tropical riverine wetland. *Biogeosciences*(12), 3805–3818. doi:10.5194/bg-12-3805-2015
- Adams, E. C. (2015). *Blue carbon in freshwater / brackish marshes on the barrier islands of Virginia: Aboveground net primary productivity and carbon pools*. Obtenido de <http://www.vcrlter.virginia.edu/thesis/AdamsThesis2015.pdf>
- Adhikari, S., Bajracharya, R., & Sitaula, B. (2009). A Review of Carbon Dynamics and Sequestration in Wetlands. *Journal of Wetlands Ecology*, II, 42-46.
- Alarcon, G., & Iannacone, J. (2014). Artrópofauna terrestre asociada a formaciones vegetales en el Refugio de Vida Silvestre Pantanos de Villa, Lima, Perú. *The Biologist*, 12(2), 253-274.
- Aponte, H., Ramirez, W., Lértora, G., Vargas, R., Gil, F., Carazas, N., & Liviac, R. (2015). Incendios en los Humedales de la Costa Central del Perú: ¿Una amenaza frecuente? *Revista Científica*, 12(1), 70-81.
- Aponte H, Cano, A., & D., R. (Abri de 2010). *Flora vascular y vegetación del humedal de Santa Rosa (Chancay, Lima)*. Obtenido de http://www.scielo.org.pe/scielo.php?pid=S1727-99332010000100012&script=sci_arttext
- Aponte, H. (2009). El junco: Clasificación, biología y gestión. *Científica*, 6 (1), 38-45.
- Aponte, H. (2017). Productividad de *Limnobium laevigatum* (Hydrocharitaceae) bajo condiciones de laboratorio. *Polibotánica*(44), 157-166. doi:10.18387/polibotanica.44.12
- Aponte, H., & Cano, A. (2013). Estudio florístico comparativo de seis humedales de la costa de Lima (Perú): Actualización y nuevos retos para su conservación. *Latin American Journal of Conservation*, 15-27.
- Aponte, H., & La Torre, M. (2009). Flora vascular y vegetación de los humedales de Puerto Viejo. *Peruana Biológica*, 2(16), 215-217.
- Aponte, H., & Ramírez, D. (2011). *Humedales de la costa central de Perú: estructura y amenazas de sus comunidades vegetales*. Lima: Ecología Aplicada.
- Aponte, H., Pérez-Irigoyen, P., & Armesto, M. (2014). Notas sobre el uso y mercado de *Schoenoplectus americanus* "Junco" en la costa central del

- Perú: Implicancias para su manejo y conservación. *Científica*, 11(3), 218-229.
- Aponte, H., Ramírez, W., Lértora, G., Vargas, R., Gil, F., Carazas, N., & Liviac, R. (2015). Incendios en los humedales de la costa central del Perú: ¿Una amenaza frecuente? *Científica*, 12(1), 70-81.
- Arana, C. (1998). *Relaciones fitogeográficas de la flora vascular de los Pantanos de Villa*.
- Arreghini, S., De Cabo, L., & Fabrizio de Iorio. (2006). Phytoremediation of two types of sediment contaminated with Zn by *Schoenoplectus americanus*. *International Journal of Phytoremediation*(8), 223-232.
- Bridgham, S. D., Magonigal, P. J., Keller, J. K., Bliss, N. B., & Trettin, C. (2006). The carbon balance of North American Wetlands. *Wetlands*, 26(4), 889-916.
- C. Gerhardt GmbH & Co. KG. (2015). *El método de Jean Dumas*. Compendio C. Gerhardt. Obtenido de http://www.gerhardt.de/fileadmin/Redaktion/downloads/Stickstoffanalyse_-_Die_Methode_von_Jean_Dumas_gekuerzt_f_Homepage-spa-ES.pdf
- Carbajal, N., & Valera, V. (2014). Valoración económica del secuestro de carbono en un sector del Parque Nacional Waraira Repano (Caracas, Venezuela). *Anales de la Universidad Metropolitana*, 14(2), 241-264.
- Cargua, F., Rodríguez, M., Damián, D., Recalde, C., & Santillán, G. (2017). Comparación de dos métodos analíticos para la determinación de carbono orgánico del suelo de Bosque Andino, Parque Nacional Sangay- Ecuador. *Acta Agronómica*, 66(3), 408-413.
- CEC. (2016). North America's Blue Carbon: Assessing Seagrass, Salt Marsh and Mangrove Distribution and Carbon Sinks. *Montreal, Canada: Commission for Environmental Cooperation*, 54.
- Chacón, N., & Pajuelo, D. (2010). *FACTORES GEOLOGICOS EN LOS HUMEDALES DE VILLA*. Obtenido de http://sisbib.unmsm.edu.pe/bibvirtual/publicaciones/geologia/v13_n26/pdf2/a01v13n26.pdf
- Chang, F., Chen, P., Wang, Y., & al, e. (2011). Bioenergy production potential for aboveground biomass from a subtropical constructed wetland. *Biomass and Energy*(35), 50-58.
- Cherry, J. A., McKee, K. L., & Grace, J. B. (2009). Elevated CO₂ enhances biological contributions to elevation change in coastal wetlands by offsetting stressors associated with sea-level rise. *Journal of Ecology*(97), 67-77.
- Chmura, G., Anisfeld, S., Cahoon, D., & Lynch, J. (2003). Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochem. Cycles*, 17(4). doi:10.1029/2002GB001917
- Choi, Y., & Wang, Y. (2004). Dynamics of carbon sequestration in a coastal wetland using radiocarbon measurements. *Global Biogeochemical Cycles*, 18, 1-12. doi:10.1029/2004GB002216.
- Christie, J., & Kusler, J. (2011). Wetlands and Carbon Storage and Carbon Sequestration. *North American Wildlife and Natural Resources Conference* (págs. 7-9). Kansas: Association of Fish and Wildlife Agencies and the Association of State Wetland Managers .

- Cieza Calderon, M. E. (2014). Estimación de la captura de dióxido de carbono por la flora del Área de Conservación Regional Humedales de Ventanilla. *Tesis para optar el título de Licenciado en Biología. Universidad Nacional Federico Villarreal. Lima: UNFV, 123pp.*
- Conservation International (CI), International Union for Conservation of Nature (IUCN), Intergovernmental Oceanographic Commission (IOC). (2013). *COASTAL ECOSYSTEMS. Why sound management of these key natural carbon sinks matter for greenhouse gas emissions and climate change.* Obtenido de The International Blue Carbon Initiative: http://thebluecarboninitiative.org/wp-content/uploads/BC_FAQ_UNFCCC-2.pdf
- COP Convention on Biological diversity. (2012). *Organic carbon stocks and the conservation and sustainable use of biodiversity.* India.
- Coutinho, M. (1989). *Ecología poblacional de Eichhornia azurea e sua participacao na dinamida da vegetacao aquática da Lagoa do Infernao, SP. Dissertacao (Maestrado).* Universidade Federal de Sao Carlos, Brasil.
- Cuellar, J., & Salazar, E. (2016). *Dinámica del carbono almacenado en los diferentes sistemas de uso de la tierra en el Perú.* Lima: Instituto Nacional de Innovación Agraria - INIA.
- Cuellar, J., Salazar, E., & Dietz, J. (2015). *Patrón de cambios del carbono almacenado en el ecosistema debido al cambio de uso del bosque tropical en la Cuenca de Aguaytía, Perú.* Lima: Instituto Nacional de Innovación Agraria - INIA.
- Dahl, T., & Stedman, S. (2013). *Status and trends of wetlands in the coastal watersheds of the Conterminous United States 2004 to 2009.* U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service and National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service.
- De Klein, J., & Van der Werf, A. (2014). Balancing carbon sequestration and GHG emissions in a constructed wetland. *Ecological Engineering, 66*, 36-42.
- Elsey-Quirk, T., Seliskar, D., Sommerfield, C., & Gallagher, J. (2011). Salt marsh carbon pool distribution in a mid-atlantic lagoon, USA: sea level rise implications. *Wetlands(31)*, 87–99.
- ELTRA - Elemental Analyzers. (2013). *Analizadores de Carbono / Azufre.* Obtenido de <http://online.fliphtml5.com/uebb/crhn/#p=15>
- Escutia, Y., Lara, S., & Linding, R. (Diciembre de 2009). *Efecto del fuego y dinámica de las hidrófi tas emergentes en el humedal de la Mintzita, Michoacán, México.* Obtenido de <http://www.scielo.org.mx/pdf/rmbiodiv/v80n3/v80n3a19.pdf>
- Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. (2005). *Los Ecosistemas y el Bienestar Humano: Humedales y Agua. Informe de Síntesis.* Washington, DC: World Resources Institute.
- Eyherabide, M., Saíinz Rozas, H., Barbieri, P., & Echevarría, H. E. (2014). Comparación de métodos para determinar carbono orgánico en suelo. *Ciencia del Suelo (Argentina), 32(1)*, 13-19.
- Freitas, L., Otárola, E., Del Castillo, D., Linares, C., Martínez, P., & Malca, G. (Noviembre de 2006). *Servicios Ambientales de almacenamiento y secuestro de carbono del ecosistema Aguajal en la Reserva Nacional Pacaya Samiria, Loreto - Perú.* Obtenido de Investigaciones de la Amazonia Peruana: <http://www.iiap.org.pe/Upload/Publicacion/ST029.pdf>

- Hammer, Harper, D.A.T., Ryan, & P.D. (2001). PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontología Electrónica*, 4(1), 1-9.
- Hayes, M., Amber, J., Hawke, B., Baldock, J., Tabet, B., Lockington, D., & Lovelock, C. (2017). Dynamics of sediment carbon stocks across intertidal wetland habitats of Moreton Bay, Australia. *Global Change Biology*, 23(10), 4222-4234. doi:10.1111/gcb.13722
- Herr, D., Pidgeon, E., & Laffoley, D. (2012). *Blue Carbon Policy Framework: Based on the discussion of the International Blue Carbon Policy Working Group*. Gland, Switzerland: IUCN and Arlington, USA: CI.
- Hidalgo, P., Espinoza, P., & Tuya, E. (2011). Cuantificación de las reservas de carbono del humedal de Yanayacu – Cátac, Ancash – Perú, 2011. *Aporte Santiaguino*, 5(2), 34-41.
- Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Pidgeon, E., & Telszewski, M. (2014). *Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows*. Obtenido de Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature: <http://thebluecarboninitiative.org/manual/>
- Hussein, A., Rabenhorst, M., & Tucker, M. (2004). Modeling of Carbon Sequestration in Coastal Marsh Soils. *Soil Science Society of America*, 1786-1795.
- Iannacone, J., & Alvarino, L. (2007). Diversidad y abundancia de comunidades zooplanctónicas litorales del humedal Pantanos de Villa, Lima, Perú. *GAYANA*, 49-65.
- Iannacone, J., Atasi, M., Bocanegra, T., Camacho, M., Montes, A., Santos, S., . . . Alayo, M. (2010). Diversidad de aves en el humedal Pantanos de Villa, Lima, Perú: periodo 2004-2007. *Biota Neotrop.*, 10(2), 295-304.
- INRENA. (2004). Expediente Técnico Justificadorio para la Categorización de la Zona Reservada de los Pantanos de Villa. *Informe Técnico INRENA*, 1-107.
- 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*. Obtenido de https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg1/WG1AR5_AnnexIII_FINAL.pdf
- Ju, W., & J.M. Chen. (2008). Simulating the effects of past changes in climate, atmospheric composition and fire disturbance on soil carbon in Canada's forests and wetlands. *Global Biogeochem. Cycles*, 22, 1-13. doi:10.1029/2007GB002935
- Junk, W., Piedade, M., & }. (1993). Biomass and primary-production of herbaceous plant communities in the Amazon floodplain. *Hydrobiologia*(263), 155-162.
- Lähteenoja, O. (2011). *Carbon Dynamics and Ecosystem Diversity of Amazonian Peatlands*. Obtenido de National Library of Finland: <https://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/71986/AnnalesAll264.pdf?sequence=1>

- Lapeyre, T., Alegre, J., & Arévalo, L. (2004). Determinación de las reservas de carbono de la biomasa aérea en diferentes sistemas de uso de tierra en San Martín, Perú. *Ecología Aplicada*, 3, 35-44.
- Lasco, R. (2004). *The Clean Development Mechanism and LULUCF Projects in the Philippines*. Obtenido de National Institute for Environmental Studies: http://www.nies.go.jp/biology/pasoh/topics/report/CDMproceedings_PDF/13_The_Clean_Development.pdf
- Maltby, E. (2011). Functional Assessment of Wetlands:. *Ecological Engineering*, 37, 399–400.
- McGuire, B., McCoy, T., Christie, J., Kusler, J., & AFWA. (2011). *Reducing climate change impacts and promoting fish and wildlife: Findings and recommendations for biological carbon storage and sequestering*. Kansas: Association of Fish and Wildlife Agencies (AFWA).
- Mcleod, E., Chmura, G., Bouillon, S., Salm, R., Bjork, M., Duarte, C., . . . Silliman, B. (2011). A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO2. *Frontiers in Ecology and Environment*, 9, 552-560. doi:10.1890/110004
- Medrano, R., Chupan, L., & Vila, M. (20 de Septiembre de 2012). *Almacenamiento de carbono en especies predominantes de flora en el lago Chinchaycocha*.
- MINAM. (2010). *Portal de Cambio Climático*. Obtenido de <http://cambioclimatico.minam.gob.pe/que-queremos-saber/glosario-y-acronimos/#seccionH>
- MINAM. (2012). *Centro de Documentación Ambiental*. Obtenido de <http://cdam.minam.gob.pe/novedades/glosarioterminosambientales.pdf>
- MINAM. (2012). *Planificación para el Cambio Climático (Plan CC)*.
- MINAM. (2013). *Quinto Informe Nacional sobre la aplicación del Convenio sobre la Diversidad Biológica: Perú (2010-2013)*. Obtenido de <http://www.minam.gob.pe/diversidadbiologica/wp-content/uploads/sites/21/2013/10/V-Informe.pdf>
- MINAM. (2014). *Informe Nacional del Estado del Ambiente 2012-2013*. Lima: Dirección General de Políticas, Normas e Instrumentos de Gestión Ambiental.
- Ministerio de Agricultura (MINAGRI) - Instituto Nacional de Recursos Naturales (INRENA). (1996). Zona Reservada Los Pantanos de Villa: Propuesta para su designación como sitio Ramsar.
- Molla, I., Velizarova, E., Malcheva, B., Bogoev, V., & Hadzhieva, Y. (2014). Forest Fire Impact on the Soil Carbon Content and Stock on the North Slopes of Rila Mountain (Bulgaria). *Ecología Balkanica*, 5, 81-88.
- Municipalidad de Lima. (2015). *PROHVILLA*. Obtenido de <http://www.munlima.gob.pe/prohvilla>
- Murray, B., Jenkins, A., Sifleet, S., Pendleton, L., & Baldera, A. (2010). Payments for Blue Carbon: Potential for Protecting Threatened Coastal Habitats. *Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions, Duke University*, 1-8.
- Naciones Unidas - UN. (Diciembre de 1997). Protocolo de Kyoto de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. *Acuerdo Internacional*.

- Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C., Valdés, L., De Young, C., Fonseca, L., & Grimsditch, G. (2009). *Blue carbon. A Rapid Response Assessment*. Obtenido de United Nations Environment Programme, GRID-Arendal: http://www.grida.no/files/publications/blue-carbon/BlueCarbon_screen.pdf
- OSINFOR. (2013). Obtenido de <http://www.osinfor.gob.pe/portal/documentos.php?&idcat=101>
- Palomino, D. (2007). *Estimación del servicio ambiental de captura del CO2 en la flora de Los Humedales de Puerto Viejo*. Lima: Tesis, Universidad Nacional Mayor de San Marcos.
- Pandey, C., & Pandey, R. (2013). CARBON SEQUESTRATION BY MANGROVES OF GUJARAT, INDIA. *International Journal of Botany and Research (IJBR)*, III, 57-70.
- Pautrat, L., & Riveros, J. (1998). Evaluación de la avifauna de los Pantanos de Villa, Lima. *Museo de Historia Natural*, 85-95.
- PerkinElmer, Inc. (2010). *Organic Elemental Analysis of Soils - Understanding the carbon-nitrogen ratio*. Waltham, MA.
- PlanCC. (s.f.). *Actualización del Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero al año 2009*. Obtenido de 2013: http://www.planccperu.org/IMG/pdf/actualizacion_del_inventario_29-08-2013.pdf
- PNUMA. (2008). *Los depósitos de carbono y los múltiples beneficios de los manglares de África Central. Evaluación para REDD+*. Obtenido de http://www.unep.org/pdf/REDDcarbonSummary_sp_press.pdf: http://www.unep.org/pdf/REDDcarbonSummary_sp_press.pdf
- Ponce-Hernandez, R., Koochafkan, P., & Antoine, J. (2004). *Assessing carbon stocks and modelling win-win scenarios of carbon sequestration through land-use changes*. Obtenido de Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO): <ftp://ftp.fao.org/agl/agll/docs/carbonstocks.pdf>
- ProNaturaleza. (2010). *Humedales de la costa Peruana*. Lima.
- Radabaugh, K., Powell, C., Bociu, I., Clark, B., & Moyer, R. (2017). Plant size metrics and organic carbon content of Florida salt marsh vegetation. *Wetlands Ecol Management*, 25(443). doi:<https://doi.org/10.1007/s11273-016-9527-6>
- Ramirez, D., & Cano, A. (2010). Estado de la diversidad de la flora vascular de los Pantanos de Villa (Lima, Perú). *Revista Peruana de Biología. Universidad Nacional Mayor de San Marcos*, 17(1), 111-114.
- Ramsar. (Junio de 2015). *El Cuarto Plan Estratégico para 2016-2024*. Obtenido de Ramsar: http://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/4th_strategic_plan_2016_2024_s.pdf
- Salvia, M., Ceballos, D., Grings, F., Karszenbaum, H., & Kandus, P. (2012). Post-fire effects in wetland environment: landscape assessment of plant coverage and soil recovery in the Paraná River Delta marshes, Argentina. *Fire Ecology*, 8(2), 17-37.
- Schmalzer, P., & Hinkle, C. (1992). Soil dynamics following fire in *Juncus* and *Spartina* marshes. *Wetlands*(1), 8-21.
- Secretaría de la Convención de Ramsar. (2006). *Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971)*.

- Gland, Suiza. Obtenido de http://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/pdf/lib/lib_manual2006s.pdf
- Secretaría de la Convención de Ramsar. (11 de Septiembre de 2014). *La Lista de Humedales de Importancia Internacional*. Obtenido de <http://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/sitelist.pdf>
- SERNANP. (s.f.). *Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa*. Obtenido de <http://www.sernanp.gob.pe/los-pantanos-de-villa>
- Sifleet, S., Pendleton, L., & Murray, B. (2011). *State of the Science on Coastal Blue Carbon. A Summary for Policy Makers*. Duke Nicholas Institute.
- Solaun, K., Larrea, I., Genovés, A., & Muñoz, M. (2013). *Blue Carbon: Propuestas para preservar el carbono azul*. Factor CO2 ideas.
- Stackpoole, S., & Zhu, Z. (2011). Assessing Carbon Stocks, Carbon Sequestration, and Greenhouse-Gas Fluxes in Ecosystems of the United States Under Present Conditions and Future Scenarios. USGS.
- Sutton-Grier, A., Murray, B., Laffoley, D., Lee, D., Herr, D., Pidgeon, E., . . . Vegh, T. (2014). *Ecosistemas costeros. ¿Por qué es importante para las emisiones de gases de efecto invernadero y el cambio climático la gestión racional de estos trascendentales sumideros de carbono?* Obtenido de Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature.: <http://thebluecarboninitiative.org/wp-content/uploads/FAQ-Spanish-1.pdf>
- Torres, M., Quinteros, Z., & Takano, F. (2006). Variación temporal de la abundancia y diversidad de aves limícolas en el Refugio de Vida Silvestre Pantanos de Villa, Lima-Perú. *Ecología Aplicada*, 119-125.
- Trulio, L., Callaway, J., & Crooks, S. (2007). *White Paper on Carbon Sequestration and Tidal Salt Marsh Restoration*. Obtenido de South Bay Salt Pond Restoration Project: http://www.southbayrestoration.org/pdf_files/Carbon%20Sequestration%20Dec%2020%202007.pdf
- Valencia, M., & Soza, M. (2005). *Centro de Computación Universidad de Chile*. Obtenido de <http://www.cec.uchile.cl/~mivalenc/definicion.htm>
- Van Elburg-Velinova, D., & Salman, A. (2010). *EECONET ACTION FUND*. Obtenido de Carbon Sequestration & Biodiversity: <http://www.eeconet.org/eaf/climate-biodiversity/Carbon-Sequestration-Biodiversity-FINAL-REPORT.pdf>
- Vásquez, E., Ladd, B., & Borchard, N. (2014). Carbon storage in a high-altitude Polylepis woodland in the Peruvian Andes. *N. Alp Botany*, 124, 71-75. doi:<https://doi.org/10.1007/s00035-014-0126-y>
- Verdes, P., & Salgado, J. (2011). Changes induced in the thermal properties of Galizian soils by the heating in laboratory conditions. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 177-186.
- Wagenius, J. (2008). *Minnesota Board of Water & Soil Resources*. Obtenido de <http://www.bwsr.state.mn.us/publications/Carbon-seq.pdf>
- Wang, H., Piazza, S., Sharp, L., Stagg, C., Couvillion, B., Steyer, G., & McGinnis, T. (2017). Determining the Spatial Variability of Wetland Soil Bulk Density, Organic Matter, and the Conversion Factor between Organic Matter and Organic Carbon across Coastal Louisiana, U.S.A. *Journal of Coastal Reserach*, 33(3), 507-517. doi:10.2112/JCOASTRES-D-16-00014.1

- Warren , M., Kauffman, J., Murdiyarso, D., Anshari, G., Hergoualc'h, K., Kurnianto, S., . . . Iswandi, A. (2012). A cost-efficient method to assess carbon stocks in tropical peat soil. *Biogeosciences*, 4477–4485. doi:10.5194/bg-9-4477-2012
- Whitaker, K. (2013). *Testing methods for the estimation of carbon sequestration in wetlands*. Obtenido de School of Earth & Environmental Science, University of Wollongong: <http://ro.uow.edu.au/cgi/viewcontent.cgi?article=1063&context=thsci>
- Wiersema, J., & León, B. (1999). *World Economic Plants. A Standard Reference. CRC Press*, 749.
- World Wildlife Fund (WWF). (2012). Report: Blue carbon - A new concept for reducing the impacts of climate change by conserving coastal ecosystems in the Coral Triangle.
- Xiaonan, e. a. (2008). Primary evaluation of carbon sequestration potential of wetlands in China. *Acta Ecologica Sinica*, 28(2), 463–469. Obtenido de http://www.ecologica.cn/stxben/ch/reader/create_pdf.aspx?file_no=stxben20080202
- Zhang, G., Yu, X., Li, Y., Liu, Y., Zhang, H., Jia, Y., & Xia, S. (2018). Effects of Burning on Carbon Utilization of Soil Microorganisms and Plant Growth of *Carex brevicuspis* Communities at Lake Poyang Wetlands, China. *Wetlands*, 1-15. doi:<https://doi.org/10.1007/s13157-018-1007-8>
- Zhao, H., Tong, D., Lin, Q., Lu, X., & Wang, G. (2012). Effect of fires on soil organic carbon pool and mineralization in a Northeastern China wetland. *Geoderma*, 532-539. doi:10.1016/j.geoderma.2012.05.013
- Zhu, Z., Bergamaschi, B., Bernknopf, R., Clow, D., Dye, D., Faulkner, S., . . . Zhu, Z. (2010). *A method for assessing carbon stocks, carbon sequestration, and greenhouse-gas fluxes in ecosystems of the United States under present conditions and future scenarios: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2010–5233*. Obtenido de USGS: <http://pubs.usgs.gov/sir/2010/5233/>

10. ANEXOS

10.1. Resumen estadístico

Tabla 6. Resumen estadístico (gC/m²)

	HN	HI	HON	R10N	R10I	R20N	R20I	R30N	R30I	S10N	S10I	S20N	S20I	S30N	S30I
N	5	5	5	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15
Min	265.62	113.84	3947.68	1940.23	484.54	977.09	24.34	610.25	56.37	4026.00	2715.48	5227.53	1749.93	2425.32	1219.35
Max	384.69	257.68	6206.04	4718.35	4755.62	4260.37	1547.60	1648.08	1815.39	10852.50	7751.32	8608.32	6784.24	5783.38	3713.20
Mean	331.25	188.63	4991.70	3481.43	2266.20	2247.67	622.44	1116.44	601.37	7418.16	5086.15	7285.75	4502.81	3664.40	2284.29
Std. error	19.32	27.68	447.45	207.94	312.70	242.17	102.99	87.52	116.37	516.74	325.41	232.83	381.07	253.51	251.70
Variance	1866	3832	1001062	648614	1466717	879717	159098	114884	203128	4005343	1588403	813143	2178225	964001	950282
Stand. dev	43.20	61.90	1000.53	805.37	1211.08	937.93	398.87	338.95	450.70	2001.34	1260.32	901.74	1475.88	981.84	974.82
Median	339.63	179.96	4809.06	3481.47	1924.47	2069.18	719.45	1096.77	520.94	7183.14	5201.99	7342.90	4363.34	3687.31	1688.29
25 prcñtil	294.09	130.39	4053.51	2912.73	1515.60	1646.95	352.64	809.89	298.61	5591.74	4275.71	6667.40	3442.13	2808.85	1481.66
75 prcñtil	364.23	251.22	6021.21	3943.93	3013.77	2550.72	880.62	1446.48	917.50	9114.30	5696.48	8043.18	5696.37	4445.14	3412.70
Skewness	-0.66	0.03	0.28	-0.07	0.72	1.05	0.53	0.16	1.32	0.06	0.31	-0.80	-0.52	0.60	0.52
Kurtosis	1.60	-2.30	-2.57	-0.45	0.14	0.50	0.58	-1.24	2.70	-0.97	0.65	0.65	-0.31	-0.16	-1.67
Geom. mean	328.89	180.17	4912.21	3389.01	1944.74	2083.86	445.04	1067.06	430.63	7154.60	4935.89	7229.52	4220.08	3546.26	2101.60
Coeff. var	13.04	32.81	20.04	23.13	53.44	41.73	64.08	30.36	74.95	26.98	24.78	12.38	32.78	26.79	42.68

N=Zona de Crecimiento Natural, I=Zona afectada por Incendio, H=Herbácea, HO=Hojarasca, R10=Raíz de 0-10cm, R20=Raíz de 10-20cm, R30=Raíz de 20-30cm, S10=Suelo de 0-10cm, S20=Suelo de 10-20cm, S30C=Suelo de 20-30cm.

10.2. Prueba de normalidad

Tabla 7. Prueba de normalidad Shapiro-Wilk

	HN	HI	HON	R10N	R10I	R20N	R20I	R30N	R30I	S10N	S10I	S20N	S20I	S30N	S30I
N	5	5	5	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15
Shapiro-Wilk W	0.95	0.93	0.91	0.97	0.94	0.89	0.94	0.95	0.90	0.97	0.98	0.95	0.95	0.95	0.82
p(normal)	0.74	0.58	0.45	0.89	0.40	0.08	0.37	0.56	0.08	0.91	0.97	0.51	0.58	0.52	0.01

N=Zona de Crecimiento Natural, I=Zona afectada por Incendio, H=Herbácea, HO=Hojarasca, R10=Raíz de 0-10cm, R20=Raíz de 10-20cm, R30=Raíz de 20-30cm, S10=Suelo de 0-10cm, S20=Suelo de 10-20cm, S30C=Suelo de 20-30cm. Se verificó con la p (normal) que todos los datos tienen una distribución normal.

10.3. Prueba de t-student

Tabla 8. Prueba t-student entre HN y HI

HN		HI	
N:	5	N:	5
Mean:	331.25	Mean:	188.63
95% conf.:	(277.61 384.89)	95% conf.:	(111.78 265.49)
Variance:	1866.4	Variance:	3831.5
Difference between means:	142.62		
95% conf. interval (parametric):	(64.773 220.46)		
95% conf. interval (bootstrap):	(85.304 200.19)		
t :	4.2247	p (same mean):	0.0028971
Uneq. var. t :	4.2247	p (same mean):	0.0037315
Monte Carlo permutation:	p (same mean):	0.0004	

HN=Herbácea en zona de crecimiento natural, HI=Herbácea en zona afectada por incendio. Si hay diferencia en la cantidad de carbono entre ambos depósitos evaluados.

Tabla 9. Prueba de t-student entre HON y HOI

HON		HOI	
N:	5	N:	5
Mean:	2954.3	Mean:	0
95% conf.:	(-448.73 6357.3)	95% conf.:	(0 0)
Variance:	7.51E+06	Variance:	0
Zero variance, can not perform tests			

HON= Hojarasca en zona de crecimiento natural, HOI= Hojarasca en zona afectada por incendio. Si hay diferencia en la cantidad de carbono entre ambos depósitos evaluados.

Tabla 10. Prueba de t-student entre R10N y R10I

R10N		R10I	
N:	15	N:	15
Mean:	3481.4	Mean:	2266.2
95% conf.:	(3035.4 3927.4)	95% conf.:	(1595.5 2936.9)
Variance:	6.49E+05	Variance:	1.47E+06
Difference between means:	1215.2		
95% conf. interval (parametric):	(446 1984.5)		
95% conf. interval (bootstrap):	(528.96 1946.3)		
t :	3.2361	p (same mean):	0.0031077
Uneq. var. t :	3.2361	p (same mean):	0.0034758

Monte Carlo permutation:	p (same mean): 0.0027
--------------------------	-----------------------

R10N= Raíz de 0-10cm en zona de crecimiento natural, R10I= Raíz de 0-10cm en zona afectada por incendio. No hay diferencia en la cantidad de carbono entre ambos depósitos evaluados.

Tabla 11. Prueba de t-student entre R20N y R20I

R20N		R20I	
N:	15	N:	15
Mean:	2247.7	Mean:	622.44
95% conf.:	(1728.3 2767.1)	95% conf.:	(401.55 843.33)
Variance:	8.80E+05	Variance:	1.59E+05
Difference between means:	1625.2		
95% conf. interval (parametric):	(1086.2 2164.3)		
95% conf. interval (bootstrap):	(1109.1 2103.5)		
t :	6.1758	p (same mean):	1.14E-06
Uneq. var. t :	6.1758	p (same mean):	6.34E-06
Monte Carlo permutation:		p (same mean):	0.0001

R20N= Raíz de 10-20cm en zona de crecimiento natural, R20I= Raíz de 10-20cm en zona afectada por incendio. Si hay diferencia en la cantidad de carbono entre ambos depósitos evaluados.

Tabla 12. Prueba de t-student entre R30N y R30I

R30N		R30I	
N:	15	N:	15
Mean:	1116.4	Mean:	601.37
95% conf.:	(928.73 1304.1)	95% conf.:	(351.78 850.96)
Variance:	1.15E+05	Variance:	2.03E+05
Difference between means:	515.07		
95% conf. interval (parametric):	(216.81 813.32)		
95% conf. interval (bootstrap):	(248.52 800.07)		
t :	3.5374	p (same mean):	1.43E-03
Uneq. var. t :	3.5374	p (same mean):	1.54E-03
Monte Carlo permutation:		p (same mean):	0.0026

R30N= Raíz de 20-30cm en zona de crecimiento natural, R30I= Raíz de 20-30cm en zona afectada por incendio. Si hay diferencia en la cantidad de carbono entre ambos depósitos evaluados.

Tabla 13. Prueba de t-student entre S10N y S10I

S10N		S10I	
N:	15	N:	15
Mean:	7418.2	Mean:	5086.2

95% conf.:	(6309.9 8526.5)	95% conf.:	(4388.2 5784.1)
Variance:	4.01E+06	Variance:	1.59E+06
Difference between means:	2332		
95% conf. interval (parametric):	(1081.1 3582.9)		
95% conf. interval (bootstrap):	(1156.6 3472.6)		
t :	3.8188	p (same mean):	6.82E-04
Uneq. var. t :	3.8188	p (same mean):	8.51E-04
Monte Carlo permutation:	p (same mean):	0.0008	

S10N=Suelo de 0-10cm en zona de crecimiento natural, S10I=Suelo de 0-10cm en zona afectada por incendio. Si hay diferencia en la cantidad de carbono entre ambos depósitos evaluados.

Tabla 14. Prueba de t-student entre S20N y S20I

S20N		S20I	
N:	15	N:	15
Mean:	7285.8	Mean:	4502.8
95% conf.:	(6786.4 7785.1)	95% conf.:	(3685.5 5320.1)
Variance:	8.13E+05	Variance:	2.18E+06
Difference between means:	2782.9		
95% conf. interval (parametric):	(1868.2 3697.7)		
95% conf. interval (bootstrap):	(1926.2 3616.1)		
t :	6.2318	p (same mean):	9.83E-07
Uneq. var. t :	6.2318	p (same mean):	2.26E-06
Monte Carlo permutation:	p (same mean):	0.0001	

S20N=Suelo de 10-20cm en zona de crecimiento natural, S20I=Suelo de 10-20cm en zona afectada por incendio. Si hay diferencia en la cantidad de carbono entre ambos depósitos evaluados.

Tabla 15. Prueba de t-student entre S30N y S30I

S30N		S30I	
N:	15	N:	15
Mean:	3664.4	Mean:	2284.3
95% conf.:	(3120.7 4208.1)	95% conf.:	(1744.5 2824.1)
Variance:	9.64E+05	Variance:	9.50E+05
Difference between means:	1380.1		
95% conf. interval (parametric):	(648.33 2111.9)		
95% conf. interval (bootstrap):	(695.18 2069.9)		
t :	3.8633	p (same mean):	6.06E-04
Uneq. var. t :	3.8633	p (same mean):	6.06E-04
Monte Carlo permutation:	p (same mean):	0.0008	

S30N=Suelo de 20-30cm en zona de crecimiento natural, S30I=Suelo de 20-30cm en zona afectada por incendio. Si hay diferencia en la cantidad de carbono entre ambos depósitos evaluados.

10.4. Prueba de Levene

Tabla 16. Prueba de Levene

Test for equal means					
	Sum of sqrs	df	Mean square	F	p (same)
Between groups:	1.01E+09	14	7.20E+07	64.9	1.44E-62
Within groups:	2.00E+08	180	1.11E+06		
Total:	1.21E+09	194			
omega2:	0.821				
Levene's test for homogeneity of variance, from means					
	p (same):	4.30E-10			
Levene's test, from medians					
	p (same):	1.14E-07			
Welch F test in the case of unequal variances: F=135, df=59.47, p=1.327E-39					

10.5. Curva de performance

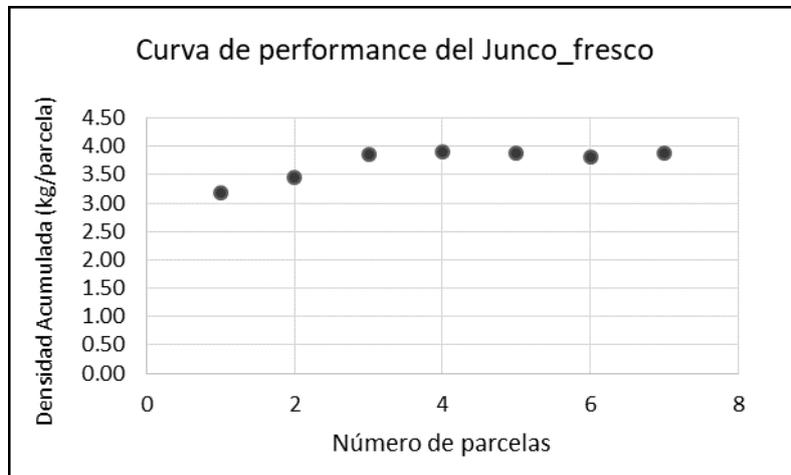


Figura 35. Curva de performance del junco (fresco)

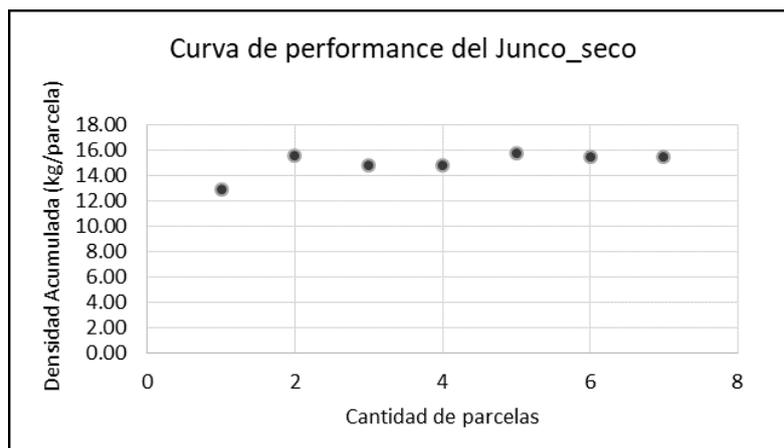


Figura 36. Curva de performance del junco (hojarasca)

10.6. Estimaciones de Captación de carbono para diferentes especies y para *Schoenoplectus americanus*

Tabla 17. Estimaciones de Captación de carbono para diferentes especies y para *Schoenoplectus americanus*

Espece	Estimación y unidades	Referencia Bibliográfica
<i>Limnobiom laevigatum</i> (Hydrocharitaceae)	1.79 tC/ha/año	Aponte H., 2017
<i>Scirpus americanus</i> Pers. (junco)	32tC/ha	Cuellar et al., 2016
<i>Cyperus laevigatus</i> (junco)	23.18 tC/ha/año	Cieza, 2014
<i>Scirpus americanus</i> (junco)	18.60 tC/ha/año	Palomino, 2007
Zea maíz (maíz)	4.4 tC/ha	Laperyre et al., 2004
Brachiaria (pastos)	2.3 tC/ha	
Oriza Sativa (arroz)	1.7 tC/ha	
Cacao sp Biomasa aérea	>50 tC/ha	
Coffea arabica (café)- guaba Biomasa aérea	>20 tC/ha	
<i>Paspalum fasciculatum</i>	70 tC/ha	Junk et al., 1993
<i>Eichhornia azurea</i>	3.5-17.5 tC/ha	Coutinho, 1989
<i>Schoenoplectus americanus</i> "junco"	305.37tC/ha	Presente estudio